

MASTER 2

Observation de la Terre et Géomatique

2021 - 2022

Evaluer la capacité des séries temporelles satellitaires hétérogènes à très haute résolution spatiale pour reconstruire la Beta-Diversité des prairies urbaines

PUJEAUT Maxime
Février 2022

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

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

Pierre-Alexis Herrault
Laboratoire Image, Ville, Environnement
UMR7362 CNRS-Université de Strasbourg
3, rue de l'argonne F-67000 Strasbourg



I. Remerciements

Mes remerciements vont à toutes les personnes ayant contribué au bon déroulement de mon travail d'étude et de recherche, à la fois sur le plan pédagogique, méthodologique mais aussi privé.

Je souhaite avant tout remercier Pierre-Alexis Herrault, désigné comme second référent pour ce stage, mais sans qui j'aurais eu beaucoup de mal à trouver les ressources me permettant d'obtenir des résultats cohérents. Son exigence m'a grandement stimulé.

Evidemment, je tiens à remercier ma directrice de mémoire et responsable du Master 2 « OTG », Madame Anne Puissant, déjà pour la gestion de cette dernière année universitaire me concernant ainsi que pour m'avoir fait confiance pour ce stage.

J'adresse mes sincères remerciements à tous les professeurs, intervenants et toutes les personnes de l'équipe pédagogique de cette seconde année de master.

Merci à mes parents, qui m'ont soutenu dans mes choix d'orientation et m'ont permis d'intégrer et de poursuivre le Master OTG à Strasbourg dans de bonnes conditions.

Je remercie Clément, Mathilde, Margaux, Coraline, Pierrick, Jorge et Séverin, tous mes camarades de la salle 308 qui ont été particulièrement présents pendant toute la durée de ce stage et avec lesquels j'ai passé la majeure partie de mon mémoire. Leur enthousiasme, bonne humeur et assiduité ont fortement contribué à garder un équilibre entre travail et détente tout au long de ce stage.

Enfin un grand et particulier merci à Salomé Berthier-Laumond et Romane Bazzano Amet, sans qui ces mois d'été se seraient avérés beaucoup plus longs.

II. Table des matières

I.	Remerciements.....	2
II.	Table des matières.....	3
III.	Table des figures.....	4
IV.	Liste des annexes.....	5
V.	Glossaire	6
VI.	Introduction.....	7
VII.	Etat de l'art.....	9
1.	Tendances de productivité des prairies urbaines : multifonctionnalités, unicité des sites et types de gestion.....	9
2.	Mesure de la biodiversité à l'aide de données de télédétection : Beta diversité et Local contribution to Beta diversity (LCBD)	11
3.	THRS pour l'étude des prairies urbaines : Etude de la qualité des séries temporelles PlanetScope.....	12
VIII.	Matériels et méthode.....	14
4.	Contexte et site d'étude	14
IX.	Données à disposition	16
5.	Données de prairies.....	16
6.	Série temporelle PlanetScope.....	17
7.	Données In-situ	22
8.	Présentation des indicateurs utilisés	22
X.	Démarche générale	23
9.	Mise en forme des prairies et des quadrats.....	23
10.	Mesure de la qualité de la série temporelle PlanetScope.....	23
11.	Reconstruction d'indicateurs de Beta Diversité dans les prairies.....	25
XI.	Résultats.....	30
12.	Résultats des analyses de Métadonnées	30
13.	Analyse des distributions moyennes dans chaque bande.....	38
14.	Analyse des indicateurs de Beta Diversité	42
15.	Résultats du modèle de prédiction des données In-Situ	43
XII.	Discussion	50
16.	Evaluation de la qualité des images à l'aide des métadonnées.....	50
17.	Contribution des différents indicateurs de β SD	51
18.	Prédiction de la diversité spécifique par l'indice d'unicité de LCBD.....	52
XIII.	Conclusion.....	54
XIV.	Bibliographie.....	55
XV.	Annexes.....	59

III. Table des figures

Figure 1 : Carte de localisation du site d'étude, Emplacement des 45 sites retenus. Maxime Pujeaut, 2022.	15
Figure 2 : Exemple de schéma d'aide au placement des quadrats, Site 1.	16
Figure 3 : Présentation des différents produits planet. Planet Imagery Product Specification, Marta, 2019.	17
Figure 4 : Graphique de présentation de la première étape de la méthode, filtrage des prairies et numérisation des quadrats.	23
Figure 5 : Graphique de la seconde partie de la méthode, divisée en trois parties :	25
Figure 6 : Graphique de la dernière partie de la méthodologie, divisée en trois étapes :	25
Figure 7 : Méthode de calcul de l'indicateur d'aSD. De l'indicateur monotemporel au spatio-temporel pour chaque site.	26
Figure 8 : Méthode de calcul des composantes de l'indicateur de β SD : β SDS, β SDT, β SDTS.	27
Figure 9 : Méthode de calcul de l'indicateur de LCB. LCB spatial, LCB temporel et LCB(LCB spatio-temporel).	28
Figure 10 : Histogrammes de l'asymétrie et de la variance de distribution des valeurs de Rouge, PIR et NDVI pour nos 25 dates d'acquisition.	31
Figure 11 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'élévation du soleil pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.	32
Figure 12 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'angle de vue du satellite pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.	33
Figure 13 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'azimut du soleil pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.	35
Figure 14 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'azimut du satellite pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.	36
Figure 15 : Présentation des trois régressions linéaires significatives : Angle de vue / Asymétrie PIR ; Elévation du soleil / Asymétrie Rouge ; Elévation du soleil / Asymétrie NDVI.	37
Figure 16 : Courbe de Lœss des valeurs moyennes de Proche Infrarouge par site pour chaque date d'acquisition.	39
Figure 17 : Courbe de Lœss des valeurs moyennes de NDVI par site pour chaque date d'acquisition.	40
Figure 18 : Courbe de Lœss des valeurs moyennes de Rouge par site pour chaque date d'acquisition.	41
Figure 19 : Analyse de la contribution des différentes composantes au γ SD (1) et à la β SD (2) selon le type de gestion.	42
Figure 20 : Résultats statistiques visuels et chiffrés de la régression linéaire entre la prédiction du modèle (LCBD temporel) et le LCB In-Situ.	43
Figure 21 : Résultats statistiques visuels et chiffrés de la régression linéaire entre la prédiction du modèle (LCBD temporel + α SD) et le LCB In-Situ.	44
Figure 22 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) pour chaque date et le LCB In-Situ.	45
Figure 23 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) du 09 novembre et le LCB In-Situ.	46
Figure 24 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) pour chaque date et le LCB In-Situ.	47
Figure 25 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) du 09 novembre et le LCB In-Situ.	48
Figure 26 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) du 21 avril et le LCB In-Situ.	48
Figure 27 : Carte des résultats du modèle de prédiction (LCBD spatio-temporel + Alpha Diversité) sur les sites étudiés de la commune de Strasbourg. Maxime Pujeaut, 2022.	49
Tableau 1 : Métadonnées des produits de niveau 3B disponibles sur la série temporelle 2021.	20
Tableau 2 : Métadonnées des produits de niveau 3A disponibles sur la série temporelle 2021.	21
Tableau 3 : Présentation des métadonnées à disposition avec les images PlanetScope.	24
Tableau 4 : Statistiques simples de la Variance et de l'Asymétrie dans les bandes du Rouge, PIR et NDVI pour nos 25 dates d'acquisition : Minimum, Maximum, Moyenne et Médiane.	30
Tableau 5 : Résultats statistiques chiffrés des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) pour chaque date et le LCB In-Situ.	45
Tableau 6 : Résultats statistiques chiffrés des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) pour chaque date et le LCB In-Situ.	47

IV. Liste des annexes

Annexe 1 : Présentation des images contenant des valeurs anormales et supprimées avant la seconde étape du projet	59
Annexe 2 : Représentation spatiale des prédictions du modèle (LCBD Spatio-temporel) parmi les sites étudiés. Source : Maxime Pujeaut, 2022.	60
Annexe 3 : Représentation spatiale de la diversité alpha seule parmi les sites étudiés. Source : Maxime Pujeaut, 2022.....	61
Annexe 4 : Représentation spatiale de l'indice de LCBD In-Situ parmi les sites étudiés. Source : Maxime Pujeaut, 2022.....	62

V. Glossaire

THRS : Très Haute Résolution Spatiale

β SD : Beta Diversité

β SDS : Beta Diversité Spatiale

β SDT : Beta Diversité Temporelle

β SDTS : Beta Diversité Spatio-Temporelle

γ SD : Rho Diversité

α SD : Alpha Diversité

LCBD : Contribution Locale à la Beta Diversité

LIVE : Laboratoire Image Ville Environnement

ZAEU : Zone Atelier Environnement Urbaine

VI. Introduction

Les prairies urbaines fournissent un grand nombre de services écosystémiques sociaux, financiers, récréatifs et environnementaux mais peut également soutenir une biodiversité élevée (Klaus 2013). Les prairies permanentes sont souvent des points chauds de biodiversité, ce qui contribue à la stabilité temporelle de leurs services. Pourtant la variété des espèces végétales présentes dans les prairies est fortement influencée par les pratiques de gestion à long terme (van Oijen, Bellocchi, et Höglind 2018). L'urbanisation, le dérèglement climatique et la gestion intensive sont parmi les menaces les plus graves pour la biodiversité.

Par conséquent, la conservation et l'amélioration de la biodiversité dans les écosystèmes urbains sont essentielles pour préserver les services écosystémiques (Schittko et al., 2019).

Les études écologiques sur le terrain sont nombreuses et explorent différentes questions de recherche et rapportent de nombreux types de données différents, notamment la diversité spécifique. Cependant, l'évolutivité des données est limitée par le fait que les études écologiques sur le terrain sont souvent faites indépendamment les unes des autres, ainsi ne partagent pas une conception ou un schéma d'enregistrement des données commun.

De plus, par rapport aux autres sources de données sur la biodiversité, les études écologiques de terrain ont tendance à fournir des séries de données à court terme et sur des zones réduites (Proença et al., 2017 ; Hudson et al., 2014).

Avec la multiplication des satellites offrant des images à très haute résolution spatiale (pixels au sol inférieurs à 5m*5m), notamment Pléiade et Spot 6-7, CO3D, Radarsat2, Terra-SAR-X, Jilin ou encore PlanetScope. La télédétection se place comme une méthode d'acquisition de données incontournable dans de nombreux domaines d'étude, notamment la diversité spécifique. L'imagerie satellitaire peut fournir des séries de données à long terme avec une fréquence d'échantillonnage élevée et une couverture géographique étendue. De plus, la télédétection être encadrée dans les techniques utilisées dans les schémas de surveillance à long terme et les études écologiques de terrain (Proença et al. 2017).

Depuis la disponibilité d'images satellitaires, de nombreux travaux ont cherché à estimer la variabilité de la réflectance spectrale des communautés végétales à partir de données spectrales, connue sous le nom de diversité spectrale.

L'un des premiers indicateurs à avoir été utilisé comme mesure de diversité, étant encore aujourd'hui l'un des plus répandus dans la littérature, est l'entropie de Shannon. Cependant, l'indice de Shannon se heurte à des limites non négligeables, notamment l'impossibilité de considérer les valeurs spectrales comme des nombres au lieu de classes. Implicitement, l'entropie de Shannon rend compte de la richesse et de l'abondance relative des valeurs spectrales mais elle ne considère pas explicitement la magnitude numérique (les valeurs) des pixels (Rocchini, Marcantonio, et Ricotta 2017).

En 2017 et 2018, Rocchini et al. ont proposé un nouvel indice appliqué sur des données de télédétection. Contrairement à l'indice de Shannon, le Q de Rao prend en compte à la fois la

magnitude numérique et la distance par paire des valeurs de pixel. De plus, il permet de considérer simultanément plusieurs bandes d'images en construisant une matrice de distance en plusieurs couches, en maintenant son adéquation pour un système multidimensionnel (Khare, Latifi, et Rossi 2019).

Enfin, l'une des dernières méthodes mise au point pour évaluer la diversité spectrale est apparue en 2021, et proposée par (Rossi et al. 2021). Pour améliorer les connaissances sur les façons d'utiliser des séries multi-temporelles pour quantifier la diversité spectrale, ils ont proposé une méthode permettant de calculer la Bêta Diversité (β SD) à partir des caractéristiques spectrales moyennes des communautés en fonction de la diversité Alpha (α SD). Leur but était de démontrer comment RaoQ permet de partitionner la diversité totale d'une région, appelée Rho diversité (γ SD) en composantes additives Alpha (α SD) et spatio-temporelle Bêta (β SD).

Dans cette étude, en cherchant à Evaluer la capacité des séries temporelles satellitaires hétérogènes à THRS pour reconstruire la bêta-diversité des prairies urbaines, nous utiliserons une méthode basée sur celle de Rossi et al. (2021) à partir d'une série temporelle PlanetScope de 25 dates sur l'année 2021, d'une résolution spatiale de 3m*3m sur 45 sites de prairie urbaine de l'Eurométropole de Strasbourg.

En plus de calculer les composantes de β SD, à savoir les dimensions spatiale, temporelle et leur interaction, la diversité totale d'une région (γ SD) et la diversité au sein des communautés (α SD). Nous utiliserons une mesure d'unicité écologique des sites, la contribution locale à la Beta Diversité (LCBD) calculé à partir de la composante spatiale de β SD. Car il est insuffisant de se fier uniquement au critère de nombre d'espèces présentes ou à la localisation du plus grand nombre dans un milieu naturel, cela n'apporte aucune information sur l'identité des espèces, leur abondance ou leur rôle fonctionnel dans l'écosystème (Fleishman et al., 2006).

Cet indicateur sera comparé au LCBD In-Situ produit par les écologues du projet Evolville et calculé à partir de l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis.

Ainsi, en cherchant à répondre à la question « Dans quelles mesures l'imagerie à très haute résolution spatiale permet de reconstruire les indicateurs de diversité des prairies urbaines ? » nous articulerons notre projet en plusieurs étapes. Une étape d'analyse statistique de la qualité des images PlanetScope à partir des métadonnées, en partant du principe que l'angle d'élévation du soleil et l'angle de vue du satellite génèrent plus d'ombres portées et de surbrillance que les autres paramètres.

Une analyse des contributions à l'indicateur de Beta Diversité (β SD) en composantes spatiale, temporelle, et leur interaction. En considérant que sur une série temporelle complète annuelle, la dimension temporelle prend une place majeure, mais que la dimension spatiale joue un rôle important à l'échelle de l'Eurométropole de Strasbourg.

Enfin l'établissement d'un modèle de prédiction du caractère d'unicité des sites et de diversité spécifique, à l'aide de l'indicateur de LCBD (Local Contribution to Beta Diversity) mesuré à partir de l'indicateur de β SD. En considérant que la dimension phénologique et le type de gestion jouent des rôles importants dans les performances d'un modèle de prédiction spatio-temporel.

VII. Etat de l'art

1. Tendances de productivité des prairies urbaines : multifonctionnalités, unicité des sites et types de gestion

a- Multifonctionnalité des espaces verts urbains

Selon la banque mondiale, environ 75% des Européens vivaient dans des zones urbaines en 2013. Le choix de vivre en milieu urbain est souvent guidé par des choix de carrière, des activités culturelles ou encore sportives. Or la disponibilité d'espaces verts urbains compte comme un élément important pour leur bien-être et leur qualité de vie, ces espaces verts urbains peuvent influencer positivement le bien-être et la santé de différentes façons (Tzoulas et al., 2007).

Kaplan (2001) montre que les éléments naturels visibles depuis une fenêtre peuvent avoir des effets positifs. Mais les avantages peuvent aussi provenir de l'augmentation des niveaux d'activité physique en raison du contact avec la nature (Bowler et al., 2010).

En outre, selon Gidlöf-Gunnarson et Öhrström (2007), des avantages liés à la modération des conditions environnementales défavorables comme la pollution atmosphérique, les fortes températures ou le bruit entrent en jeu.

Mais dans la plupart des zones urbaines européennes, les espaces verts sont trop peu nombreux (Kabisch et Haase, 2011).

En milieu urbain, la variabilité dans les occupations de sols rend les écosystèmes urbains très hétérogènes d'un point de vue spatial. En effet, à l'échelle de chaque occupation du sol correspond un écosystème, en interaction avec les écosystèmes voisins. (Blanchart et al., 2017). De la même manière que les sols en milieux forestiers et agricoles, les sols urbains offrent un large éventail de services écosystémiques fondamentaux. Notamment la gestion des déchets, les aménités paysagères, en support d'activités humaines ou encore l'autosuffisance alimentaire.

Les sols constituent la principale interface entre l'eau atmosphérique et les masses d'eaux superficielles et souterraines. Ce sont eux, en fonction de leurs propriétés intrinsèques, mais également de leur couverture qui permettent l'infiltration de l'eau. Leur rôle, ainsi que celui des végétaux dans une moindre mesure, est ainsi primordial dans l'atténuation des inondations lors de précipitations de forte intensité. (Blanchart et al., 2017). Or l'artificialisation des sols menace lourdement ce service écosystémique ainsi que de nombreux autres. L'intensification des activités humaines et leurs impacts grandissants sur les milieux naturels demandent la mise en application de mesures visant à en préserver l'intégrité.

b- Types de gestion

Les pelouses sont des habitats urbains très répandus qui occupent des surfaces importantes dans les lieux publics et privés. Cependant, ces habitats sont actuellement de mauvais refuges pour les communautés végétales et animales en raison de leur gestion intensive. (Chollet et al., 2018) Une réduction de la fréquence de tonte induit une augmentation spectaculaire des différentes composantes de la diversité des communautés végétales qui se traduit par un passage des pelouses urbaines aux prairies urbaines. Une tonte précoce et trop fréquente diminue la richesse des espèces végétales, soutenant ainsi les effets négatifs de fréquence de tonte accrue sur la diversité. (Zechmeister et al., 2003 ; Socher et al., 2012).

Il est ainsi recommandé aux praticiens de reporter la tonte du printemps à l'été (c'est-à-dire fin juillet comme le proposent les programmes agroenvironnementaux européens.

Bien que la tonte soit bénéfique pour un grand nombre d'espèces héliophiles et thermophiles car elle empêche la croissance des buissons et des arbres et entretient ainsi des prairies semi-naturelles la repousser et diminuer la fréquence aura un effet positif sur la richesse spécifique des plantes et des invertébrés (Humbert, Pellet, Buri, & Arlettaz, 2012). Ce genre de mesures sont fortement critiquées par les agriculteurs en raison de la baisse de la quantité et de la qualité du fourrage, Mais cela ne s'applique pas en milieu urbain où la production de fourrage n'est pas l'objectif. Une combinaison de fréquence de tonte réduite et de date de tonte retardée favorisera la biodiversité dans les villes et offrira des opportunités de conservation des espèces associées aux prairies de gestion à faible intensité, qui sont actuellement en déclin en Europe. (Chollet et al., 2018)

c- Unicité des sites et protection

Dans le monde scientifique, et malgré l'importance de sélectionner des espaces de protection, les ressources dédiées à la conservation sont limitées, il est donc nécessaire de sélectionner les zones où les efforts de conservation seront investis en priorité de façon optimale dans le but de maximiser les bénéfices et retours de l'investissement (Brooks et al., 2006).

Selon Gaston (2000) et Baillie (2004), étant donné que la biodiversité n'est pas distribuée uniformément dans le paysage, protéger des sites de façon aléatoire ne permet pas nécessairement une bonne représentation des espèces, et tous les milieux naturels n'ont pas une valeur de conservation équivalente. Il leur paraît important de rechercher la maximisation du nombre d'espèces protégées, en sélectionnant les « points chauds » de biodiversité.

Toutefois, d'après Kareiva et Marvier (2003), il est insuffisant de se fier uniquement à ce critère, connaître le nombre d'espèces présentes ou la localisation du plus grand nombre dans un milieu naturel n'apporte aucune information sur l'identité des espèces, leur abondance ou leur rôle fonctionnel dans l'écosystème (Fleishman et al., 2006).

De plus, un site ayant une grande richesse ne possède pas intrinsèquement une plus grande valeur qu'un autre qui serait plus pauvre (Kareiva et Marvier, 2003). Enfin, les sites de grande richesse tendent à avoir une composition en espèces semblable, et sont souvent dominés par des espèces communes (Reid, 1998 ; Abellán et al., 2005).

L'unicité écologique est ainsi un critère de conservation pertinent. Il peut être défini comme une mesure du degré de différenciation d'un assemblage d'espèces comparativement aux autres assemblages dans une métacommunauté (Legendre et De Cáceres, 2013). Plus un site se différencie des autres par sa composition en espèces, plus il est considéré comme unique. Ainsi, trouver un ensemble de sites uniques permettrait d'apporter de la rentabilité dans les investissements en conservation. (Dubois, s. d.)

Plusieurs manières de mesurer l'unicité existent, Stohlgren et al. (2005) l'ont calculée en divisant la fréquence relative moyenne de chaque espèce dans un site par la richesse totale du site. Burlakova et al. (2011) l'ont estimée en mesurant l'indice de similarité Bray-Curtis moyen pour chaque site. D'autres indices permettent de comparer la forme de la distribution d'abondance des espèces entre différents sites (Maurer et McGill, 2011), ce qui permet d'identifier les communautés marginales. Enfin, la méthode qui nous intéresse ici est une méthode plus récente, celle du partitionnement de la diversité bêta totale en ses différentes composantes. Une de ces composantes, la contribution locale à la diversité bêta (LCBD : Legendre et De Cáceres, 2013), représente le degré d'unicité d'un site selon sa composition en espèces. Une valeur de LCBD élevée indique ainsi une contribution à la diversité bêta d'un site supérieure à la moyenne.

2. Mesure de la biodiversité à l'aide de données de télédétection : Beta diversité et Local contribution to Beta diversity (LCBD)

L'étude de la biodiversité de manière la plus complète et précise se fait par le relevé de données terrain. Cependant, la collecte de nombreuses données sur le terrain est difficile en raison de problèmes logistiques, en particulier lorsqu'il s'agit de modéliser la biodiversité. (Roccini et al., 2017) Ainsi, la disponibilité croissante des données de télédétection permet la quantification de la biodiversité dans l'espace et dans le temps.

Cette disponibilité a amené de nombreux chercheurs à élaborer une méthode fiable pour mesurer la diversité spectrale et spécifique ainsi que l'unicité des sites à l'aide d'images satellitaires.

Durant plusieurs années, les méthodes de mesure de la diversité des paysages se sont principalement appuyées sur la classification des images de télédétection. Cependant, la classification des images présente plusieurs inconvénients qui doivent être sérieusement pris en compte, par exemple (i) l'évaluation de la précision doit être effectuée de manière robuste, ce qui nécessite du temps et des coûts globaux lorsqu'une évaluation sur le terrain

est impliquée (Foody, 2002), (ii) il est difficile de construire des protocoles d'évaluation de la précision solides (Foody, 2008), (iii) la classification ne doit être effectuée que par des algorithmes robustes évitant autant que possible la numérisation manuelle (Burnett et Blaschke, 2003), (iv) plusieurs problèmes doivent être résolus être contournée lors du choix d'échantillons d'apprentissage purs afin d'éviter les effets de mélange (Small, 2004). Outre ces lacunes techniques, la classification est une tâche subjective par nature et elle conduit inévitablement à la dégradation de l'information continue (Palmer et al., 2002).

Rocchini et al. (2010) résument plusieurs approches pour mesurer la diversité des écosystèmes à partir d'images de télédétection, principalement basées sur la variabilité continue des valeurs de pixel (par exemple, les nombres numériques originaux d'une image satellite).

En 2017, Rocchini et al. proposent d'estimer le renouvellement de la composition dans le but d'ajouter des informations liées à l'abondance relative des différentes espèces au lieu de la simple richesse. Il propose ainsi de nouvelles techniques de mesure de la β -diversité basées sur l'analyse statistique multivariée, le concept d'espèce spectrale, les cartes de caractéristiques, les matrices de distance multidimensionnelles et la diversité Q de Rao.

Laliberté et al., en 2020, cherchent à déterminer la diversité spectrale des plantes en tant que variance spectrale permettant de partitionner la diversité spectrale au sein des communautés (alpha diversité) comme parmi les communautés (Beta diversité). Leur méthode calcule les contributions des bandes ou caractéristiques spectrales à la diversité spectrale dans le but de déterminer la valeur écologique des écosystèmes.

Enfin Rossi et al. (2021) ont présenté une nouvelle approche utilisant la diversité spectrale spatio-temporelle basée sur la mesure de dissimilarité de l'indice d'entropie quadratique de Rao. Ils ont ainsi démontré comment RaoQ peut être utilisé pour partitionner la diversité spectrale totale d'une région (γ SD) en composantes additives alpha (α SD, au sein des communautés) et spatio-temporelles bêta (β SD, entre les communautés) à partir des caractéristiques spectrales moyennes des communautés. Dans une deuxième étape ils ont illustré leur approche dans une étude de cas faite avec des produits Sentinel-2.

3. THRS pour l'étude des prairies urbaines : Etude de la qualité des séries temporelles PlanetScope

Les différentes méthodes citées ont principalement été testées et utilisées avec des données issues de relevés terrains de nombre et de description d'espèces. L'imagerie satellitaire est une alternative très intéressante, moins coûteuse à l'utilisation, l'établissement d'un modèle de prédiction d'unicité de sites permettrait un gain non négligeable de temps et de financements.

La mise à disposition exponentielle de données satellitaires, notamment à très haute résolution spatiale, facilite la mise en place de ce type de méthodes.

Or la qualité des images, ainsi l'étude des métadonnées, est primordiale pour permettre des résultats exploitables.

a- Qualité globale des images satellitaires

La majorité des surfaces terrestres réfléchissent le rayonnement de longueur d'onde optique avec une dépendance directionnelle qui varie en fonction de la géométrie soleil-cible-capteur, communément décrite par la fonction de distribution de réflectance bidirectionnelle (BRDF) paramétrés par les angles solaires zénithaux et azimutaux. (Zhang et al., 2016)

Des données de réflectance satellite cohérentes sont nécessaires pour une surveillance terrestre fiable et pour permettre la discrimination entre les artefacts de données et les changements temporels réels de la surface terrestre. (Zhang et al., 2015)

b- Précisions sur la qualité des images PlanetScope

Les données du Planetscope sont acquises à partir d'une constellation de satellites à faible coût pour fournir des données de 3m dans le rouge, le vert, le bleu et le proche infrarouge (NIR) avec une couverture mondiale quasi quotidienne. Les différences dans les caractéristiques spectrales des différentes générations de capteurs Planetscope impliquent qu'elles peuvent ne pas fournir des séries temporelles de réflectance cohérentes nécessaires pour certaines analyses quantitatives. Cette étude fournit une comparaison complète de la réflectance de surface et des différences dérivées de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) entre les deux premières générations de capteurs Planet scope, connus sous le nom de Planetscope-0 et Planetscope-1.

Les variations de la géométrie solaire induisent des effets BRDF. La position du soleil au moment de l'acquisition de l'image change au cours de la journée avec des angles de zénith solaire plus élevés (c'est-à-dire plus bas dans le ciel) se produisant plus tôt dans la matinée. De plus, le zénith solaire à une heure donnée de passage supérieur change en latitude et au cours de l'année (Zhang et al., 2015)

VIII. Matériels et méthode

4. Contexte et site d'étude

L'émergence de l'écologie urbaine, considérée par certains comme un sous-thème de l'écologie, et par d'autres comme un nouveau champ d'investigation pour de nouvelles pratiques d'urbanisme, est une opportunité pour asseoir la compréhension du fonctionnement de « l'écosystème urbain ». En effet, depuis quelques années, en France, de plus en plus d'écologues commencent à s'intéresser, voire à se spécialiser dans l'étude des communautés floristiques et faunistiques des milieux urbains (Machon, 2011 ; Cheptou et al., 2008 ; Clergeau, 2007 ; Daniel, 2004 ; Hoff et Cremers, 2005). D'autres disciplines — à l'instar de la géographie (Arrif, 2007 ; Boutefeu, 2005 ; Mathieu et Cohen, 2005 ; Blanc, 2004 ; Saint-Laurent, 1999 ; Calenge, 1995), de la sociologie (Le Bot et Sauvage, 2011 ; Barthélémy, in Marco et al, 2010 ; Micoud, 1995), du paysage (Donadieu, 2005), de l'économie (Oueslati, 2008), etc. — ont aussi apporté leur contribution et enrichi ainsi les connaissances sur le thème de « la nature en ville ». Le rapprochement de ces communautés scientifiques a permis de développer des approches et des concepts utiles pour de futures perspectives de recherches (CERTU, 2009). Trouver une cohérence entre enjeux écologiques, sociaux et urbanistiques en milieu urbain est un engagement très présent dans le discours des acteurs, mais difficile à mettre en place en raison de la complexité du fonctionnement de l'écosystème urbain.

La « nature » en ville est représentée essentiellement par l'ensemble des espaces végétalisés urbains (EVU) et les espèces qui y trouvent refuge. Ces lieux où s'effectue la majorité des processus écologiques prennent de plus en plus d'importance dans les travaux scientifiques. (Selmi et al., 2013).

Notre étude s'intègre dans le projet Evolville, qui lui-même s'intègre au sein du projet ZAEU (Zone Atelier Environnementale Urbaine). Les activités de la Zone Atelier prennent place sur le territoire de l'Eurométropole de Strasbourg. Ses 33 communes (500 000 habitants en 2021) représentent 44% de la population du Bas-Rhin. La densité de ce territoire intercommunal est très variable. L'objectif principal est de construire des connaissances pour faire face aux enjeux environnementaux actuels et futurs dans une logique de développement urbain durable. Cette connaissance est fondée sur une observation sur le long terme des processus et dynamiques de l'éco-socio-système. Les données collectées, mesurées ou simulées sont analysées, les processus étudiés afin de les comprendre mais aussi d'être en mesure de proposer des scénarios pour le futur.

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.

Ainsi, en tant que Zone Atelier, Evolville vise à mieux comprendre les processus amenant l'adaptation de la biodiversité dans l'environnement urbain. C'est pourquoi, en 2020, cet observatoire a été initié afin de mesurer la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés et populations végétales qui sont soumises à des contextes d'artificialisation et de gestion variés.

En tant que géomaticiens, notre rôle ici consiste à utiliser l'imagerie satellitaire à très haute résolution spatiale (THRS) pour prédire la diversité spécifique au sein des prairies urbaines. En collaboration avec les écologues du projet Evolville, nous cherchons à créer un modèle de prédiction.

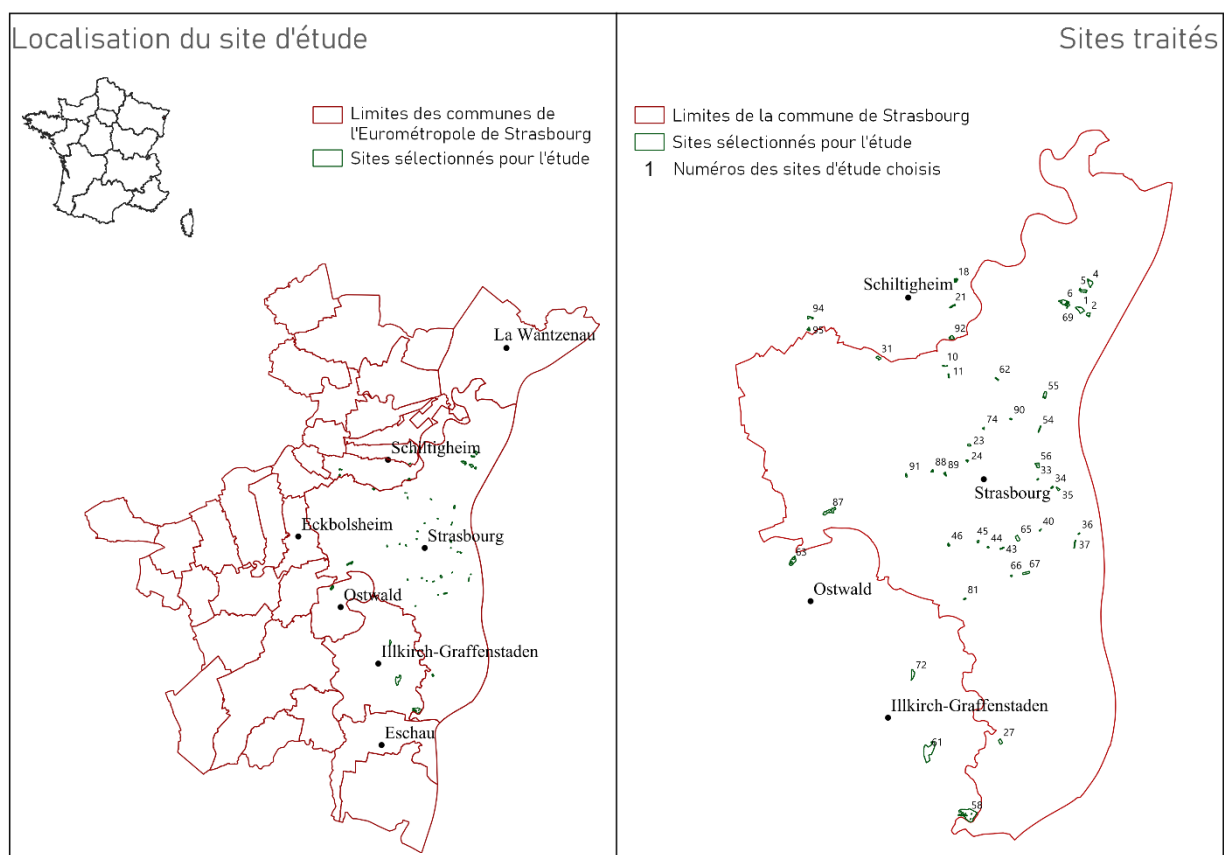


Figure 1 : Carte de localisation du site d'étude, Emplacement des 45 sites retenus. Maxime Pujeaut, 2022.

Au sein du projet Evolville, les acteurs ont retenu et analysé 60 prairies pour y suivre sur le long terme les compositions taxonomique et fonctionnelle des communautés végétales. Ces sites représentent pour le moment 67,2 hectares d'espaces herbacés avec une surface moyenne de 0.8 ha, pour une surface minimale et maximale respectivement de 0.092 ha et 9.1 ha.

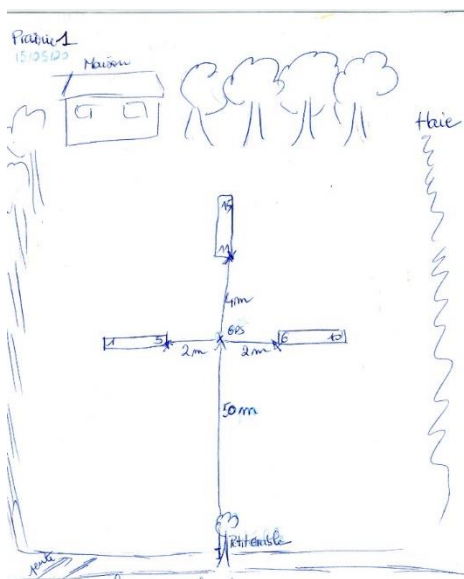
Notre étude se concentre sur 45 sites de prairies urbaines dispersées sur la superficie de l'Eurométropole de Strasbourg, plus précisément dans les communes de Strasbourg, Schiltigheim, Ostwald ainsi qu'Illkirch-Graffenstaden. La figure 1 nous montre la dispersion des sites étudiés, principalement situés dans les quartiers centraux de la ville. Les sites retenus font 0,10 hectares soit 1000 m² minimum.

Leur morphologie, leur superficie ou encore leur type de gestion varient beaucoup d'une prairie à une autre. L'équipe d'écologues prenant place au sein du projet Evolville nous ont fourni le nombre de tontes annuelles pour chacun des sites étudiés, variant de 0 à 15 tontes au cours d'une année. Ainsi, les différentes prairies fluctuent d'une gestion en friche à un gazon rase très entretenu.

IX. Données à disposition

5. Données de prairies

- Shapefile des prairies de l'Eurométropole de Strasbourg



Au début du projet, nous disposions d'un shapefile en lambert 93 (EPSG : 2154) contenant 80 prairies dont 42 identifiées par leur numéro de site ainsi que de nombreuses informations, comme une description du site ou encore la hauteur maximale de végétation.

Nous disposions aussi d'une soixantaine de schémas identiques à la figure 2 dont le but était de nous aider à digitaliser les quadrats selon un emplacement vu sur le terrain par les écologues du projet Evolville durant le mois de mai 2020.

Figure 2 : Exemple de schéma d'aide au placement des quadrats, Site 1

6. Série temporelle PlanetScope

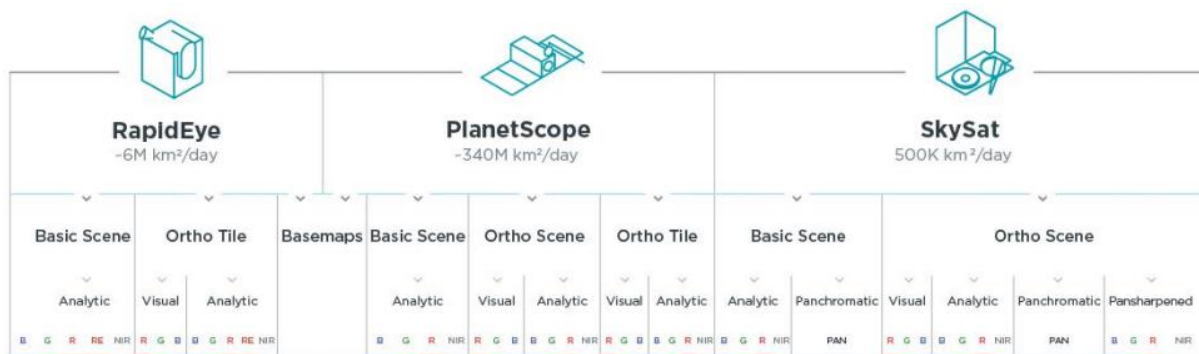


Figure 3 : Présentation des différents produits planet. Planet Imagery Product Specification, Marta, 2019.

Les produits PlanetScope comptent trois niveaux de correction : Basic Scene (1B), Ortho Scene (3B), Ortho Tile (3A) :

- PlanetScope Basic Scene Product (1B)

Top de la radiance atmosphérique (au niveau du capteur) et produit corrigé par le capteur. Ce produit a un cadrage basé sur la scène et n'est pas projeté sur une projection cartographique. Des corrections radiométriques et de capteur sont appliquées aux données.

Le produit de base PlanetScope est un produit à l'échelle de l'éclat de l'atmosphère (au niveau du capteur) et corrigé par le capteur. Il fournit l'imagerie telle que vue de l'engin spatial sans correction pour les distorsions géométriques inhérentes au processus d'imagerie. Cette gamme de produits est disponible en formats GeoTIFF et NITF 2.1. Le produit PlanetScope Basic Scene est un produit de données analytiques multispectrales provenant de la constellation de satellites.

Ce produit n'a pas été traité pour enlever les distorsions causées par le terrain et permet aux analystes de dériver produits d'information pour la science et l'analyse des données. (Marta 2019)

- PlanetScope Ortho Scene Product (3B)

Orthorectifiée, mise à l'échelle Top of Radiance atmosphérique (au capteur) ou Produit d'image de réflectance de surface pour des applications analytiques et visuelles. Ce produit a un cadrage basé sur la scène et est projeté sur une projection cartographique.

Les satellites PlanetScope collectent des images sous la forme d'une série de scènes encadrées qui se chevauchent, et ces produits ne sont pas organisés selon un système de grille particulier.

Le produit PlanetScope Ortho Scene est orthorectifié et a été conçu pour une grande variété d'applications qui requièrent des images avec une structure de grille de tuiles ainsi qu'avec une géolocalisation et une projection cartographique précises. Elles sont traitées pour éliminer les distorsions causées par le terrain et sont livrées sous forme de produits visuels (RGB) et analytiques. Les Scènes Ortho sont corrigées radiométriquement, par capteur et géométriquement (optionnel). La correction géométrique utilise des Modèles Numériques d'Élévation (MNE) fins avec un espacement des poteaux d'entre 30 et 90 mètres.

Des points de contrôle au sol (GCP) sont utilisés dans la création de chaque image et la précision du produit varie d'une région à l'autre en fonction des GCP disponibles. La scène ortho analytique PlanetScope est optimale pour le traitement d'images à valeur ajoutée, telles que les classifications de la couverture terrestre.(Marta 2019)

- PlanetScope Ortho Tile Product (3A)

Les produits PlanetScope Ortho Tile offrent des images satellite PlanetScope orthorectifiées sous forme de tuiles individuelles de 25 km sur 25 km, référencées selon un système de quadrillage standard fixe. Il a été traité pour éliminer les distorsions causées par le terrain et peuvent être utilisées à des fins cartographiques. En plus de l'orthorectification, des corrections radiométriques sont appliquées à l'imagerie pour corriger tout artefact du capteur et transformer l'image en radiance à l'échelle du capteur.

Pour les satellites à images fractionnées PlanetScope, l'imagerie est collectée sous la forme d'une série de scènes cadrées se chevauchant à partir d'un seul satellite en un seul passage. Ces scènes sont par la suite orthorectifiées et une tuile ortho est alors générée à partir d'une collection de scènes consécutives, généralement 4 ou 5.

Les produits PlanetScope Ortho Tile sont corrigés radiométriquement, par capteur et géométriquement alignés sur une projection cartographique. La correction géométrique utilise des MNE fins avec un espacement entre les poteaux de 30 à 90 mètres. Des GCP sont utilisés dans la création de chaque image et la précision du produit variera d'une région à l'autre en fonction des GCP disponibles.

Les produits analytiques sont mis à l'échelle de la radiance au sommet de l'atmosphère. La validation de la précision radiométrique de la calibration en orbite a été mesurée à 5% en utilisant des collectes vicariantes dans le site de calibration de Railroad Valley. Toutes les images satellitaires de PlanetScope sont recueillies à une profondeur de 12 bits et stockées à bord des satellites avec une profondeur de 12 bits. Des corrections radiométriques sont appliquées lors du traitement au sol et toutes les images sont mises à l'échelle dans une gamme dynamique de 16 bits. Cette mise à l'échelle permet de convertir les DN (relatifs) des pixels provenant directement du capteur en valeurs directement liées aux radiances absolues du capteur. Le facteur d'échelle est appliqué pour minimiser l'erreur de quantification et les valeurs DN uniques résultantes correspondent à 1/100e de $W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$. Les DN des pixels de l'image PlanetScope représentent les valeurs absolues de radiance calibrée pour l'image. (Marta 2019)

Correction atmosphérique

La réflectance de la surface est déterminée à partir de la réflectance du sommet de l'atmosphère (TOA), calculée à l'aide des coefficients fournis avec le produit Planet Radiance. Le produit Planet Surface Reflectance corrige les effets de l'atmosphère terrestre, en tenant compte de la composition moléculaire et de la variation avec l'altitude, ainsi que du contenu en aérosols. En combinant l'utilisation de modèles atmosphériques standard et de données MODIS sur la vapeur d'eau, l'ozone et les aérosols. (Marta 2019)

Cependant, il existe certaines limites aux corrections effectuées :

- Dans certains cas, il n'y a pas de données MODIS recouvrant une scène Planet ou la zone proche. Dans ces cas, AOD est réglé sur une valeur de 0,226, ce qui correspond à une visibilité " ciel clair " de 23 km. S'il n'y a pas de données de vapeur d'eau ou d'ozone qui se chevauchent, la correction retombe sur un modèle interne 6SV prédéfini.
 - Les effets de la brume et des cirrus fins ne sont pas corrigés.
 - Le type d'aérosol est limité à un modèle unique et global.
 - Toutes les scènes sont supposées être au niveau de la mer et les surfaces sont supposées présenter une diffusion lambertienne. - aucun effet BRDF n'est pris en compte.
 - La lumière parasite et les effets de contiguïté ne sont pas corrigés.
- Images PlanetScope de niveau 3B sur l'année 2021

Date d'acquisition	Angle de vue	Élévation du soleil	Azimut du satellite	Azimut du soleil	Heure d'acquisition
06/03/2021	5	29,8	102,7	144,7	09:35:50
07/03/2021	0	34,3	183	158,5	10:28:56
30/03/2021	2	39,8	276,4	144,3	09:47:39
02/04/2021	5	42,8	279,5	150,3	10:09:44
21/04/2021	4	49,8	103,3	148,4	10:04:57
24/04/2021	3	48	103,9	138,5	09:37:15
27/04/2021	0	53,3	179	155,8	10:27:27
29/05/2021	3	60,5	278,1	151,1	10:29:17
02/06/2021	1,1	58,9	270,8	140,5	10:04:16
13/06/2021	5	56,5	102,8	129,1	09:34:27
19/06/2021	2	62	276,5	147,7	10:27:47
03/07/2021	0,1	55,5	180,8	127,8	09:37:19
18/07/2021	5	53,8	103,6	128,7	09:34:41
22/07/2021	4	56,2	103,2	138,8	10:02:39
11/08/2021	4,1	49	278,8	134,5	09:39:12
25/10/2021	1	29	109,2	175,5	10:56:46
Minimum	0	29	102,7	127,8	09:34:27
Maximum	5	62	279,5	175,5	10:56:46
Médiane	3	51,55	179,9	144,5	10:03:27
Moyenne	2,76875	48,7	183,225	144,6375	10:02:23
Ecart-type	1,90	10,64	80,14	12,48	
Coefficient de variation	68,77	21,85	43,74	8,63	

Tableau 1 : Métadonnées des produits de niveau 3B disponibles sur la série temporelle 2021

16 images PlanetScope de niveau 1B nous ont été fournies du 06 mars au 25 octobre (tableau ...), dont les caractéristiques issues des métadonnées semblent classiques. Des heures d'acquisition comprises entre 9h30 et 11h, un angle de vue variant de 0 à 5 degrés, un angle d'élévation du soleil de 29 jusqu'à 60,5 degrés, un azimuth du satellite de 100 à 280 ou encore un azimuth du soleil variant de 127 à 175 degrés environ.

- Images PlanetScope de niveau 3A sur l'année 2021

date d'acquisition	Angle de vue	Elevation du soleil	Azimut du satellite	Azimut du soleil	heure d'acquisition
21/02/2021	0,9	29,7	110,1	163,7	10:44:47
28/02/2021	5	32,4	279,7	163,4	10:47:51
08/03/2021	5	34,8	102,5	158,4	10:27:32
18/03/2021	5	33,9	257,5	141,9	09:36:22
26/03/2021	2	38,3	276,2	144,6	09:47:09
02/04/2021	5	42,9	279,5	150,2	10:09:46
14/04/2021	1	20,9	250,5	99,3	06:52:20
21/04/2021	4	49,9	103,3	148,2	10:05:00
27/04/2021	0	53,6	180,1	155,5	10:27:32
29/05/2021	3	60,8	278	150,7	10:29:22
02/06/2021	1,1	59	271,2	140,1	10:04:19
11/06/2021	1	55,3	89,3	126,1	09:27:48
18/06/2021	5	60,7	103,3	141,4	10:10:12
03/07/2021	0,1	55,6	179,4	127,4	09:37:24
18/07/2021	5	53,8	103,6	128,5	09:34:43
22/07/2021	4	56,3	103,2	138,6	10:02:41
11/08/2021	4	50,4	279,1	138,2	09:52:21
21/08/2021	5,1	50,9	280,1	154	10:29:24
02/09/2021	3,9	43	279,2	140,7	09:39:45
12/09/2021	1,8	39,9	277,1	143,6	09:37:29
25/09/2021	4,1	35,5	103,1	146,8	09:32:25
08/10/2021	4,8	34,5	102,7	164,2	10:22:15
14/10/2021	0,7	33	179,8	174,6	10:56:51
09/11/2021	1,2	24,4	110,5	176,2	10:57:52
24/11/2021	1	19	271,5	161,6	10:01:38
Minimum	0	18,8	89,3	99,3	06:52:20
Maximum	5,1	60,8	280,3	176,2	10:57:52
Médiane	3,95	39,9	179,8	146,85	10:04:19
Moyenne	3,12	41,91	189,3	147,54	09:59:48
Ecart-type	1,85	12,5	81,89	15,81	
Coefficient de variation	59,36	29,83	43,258	10,71	

Tableau 2 : Métadonnées des produits de niveau 3A disponibles sur la série temporelle 2021

Quant aux images PlanetScope de niveau 3A, soit des images tuilées et corrigées radiométriquement, nous en disposons de 25. Sur une période plus large, du 21 février au 24 novembre et avec des caractéristiques liées aux métadonnées similaires. La seule réelle différence est que nous avons une image captée à 6h52 du matin dans les images de niveau 3A.

Ainsi, la différence entre les produits de niveau 3B et 3A est la correction radiométrique et le tuilage. Les zones pour lesquelles PlanetScope disposait d'au minimum 4 ou 5 Scenes ont été tuilées, les autres n'ont pas été passées au niveau 3A.

7. Données In-situ

Pour utiliser nos données obtenues à l'aide de l'imagerie satellitaire, nous avons besoin de données terrain. Les écologues du projet Evolve ont mesuré la diversité spécifique dans les prairies liées au projet. Ils nous ont ainsi fourni une mesure d'unicité, le LCB (Contribution Locale à la diversité Beta) ainsi que l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis à partir duquel elle a été calculée.

8. Présentation des indicateurs utilisés

Beta-Diversité (β SD)

La β -diversité spectrale représente le degré auquel les communautés au sein d'une région diffèrent les unes des autres en termes de composition spectrale. L'avantage est que l'on peut attribuer la β SD globale à différentes sources de variabilités, notamment ses composantes qui sont l'espace (BDS), le temps (BSDT) et leur interaction (BSDTS).

La variation spectrale dans le temps (BSDT) met en évidence la séparation temporelle des niches. La variation spectrale dans l'espace (BDS) reflète l'hétérogénéité environnementale, soit le nombre de niches disponibles (Rocchini et al., 2010). Leur interaction, à savoir le BSDTS, peut fournir des informations supplémentaires, notamment en cas de réarrangement des caractéristiques spectrales.

Alpha-Diversité (α SD)

L' α -diversité spectrale est le degré auquel les pixels voisins au sein d'une communauté locale diffèrent spectralement les uns des autres (Laliberté et al., 2020). Le cumul des indicateurs de β SD et de α SD constitue le γ SD, la diversité spectrale totale d'une région.

Contribution locale à la Beta-diversité (LCB)

Le LCB représente le degré d'unicité d'un site selon sa composition en espèces.

L'unicité écologique est un critère de conservation pertinent. Il peut être défini comme une mesure du degré de différenciation d'un assemblage d'espèces comparativement aux autres assemblages dans une méta-communauté (Legendre et De Cáceres, 2013). Plus un site se différencie des autres par sa composition en espèces, plus il est considéré comme unique. Ainsi, trouver un ensemble de sites uniques permettrait d'apporter de la rentabilité dans les investissements en conservation. (Dubois, s. d.) Cette unicité écologique est corrélée positivement avec la proportion d'espèces rares mais en conflit avec la simple richesse des espèces.

X. Démarche générale

9. Mise en forme des prairies et des quadrats

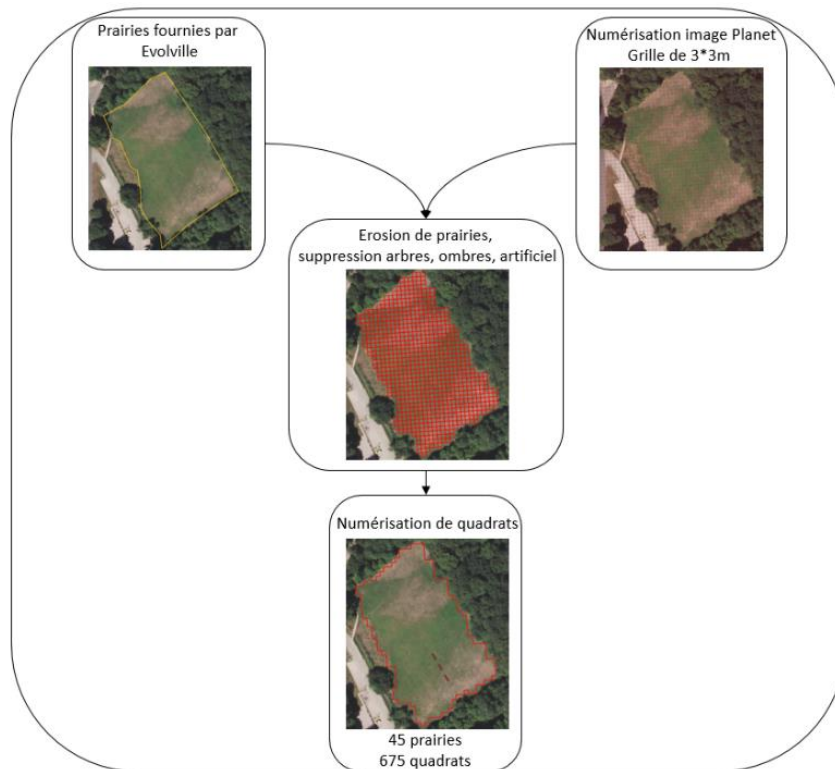


Figure 4 : Graphique de présentation de la première étape de la méthode, filtrage des prairies et numérisation des quadrats

L'objectif de cette première étape était de disposer des shapefiles de prairies les plus propres possible. Par propre, nous entendons sans surface arborée ou arbustive, sans ombres portées et sans surface artificielle. Comme l'illustre la figure ..., nous avons numérisé la grille d'une image Planet, puis supprimé les carreaux contenant des surfaces non désirées, en nous basant sur l'orthophotographie de GeoGrandEst de 2018.

Après avoir retiré les prairies dont la surface était inférieure à 0,10 hectares soit 1000 m². Nous avons numérisé les quadrats à l'aide des schémas disponibles.

A l'issue de cette étape, nous travaillons avec 45 prairies et 675 quadrats d'1 m².

10. Mesure de la qualité de la série temporelle PlanetScope

a- Choix des paramètres à évaluer

Parmi les paramètres de métadonnées disponibles, l'Angle de vue du satellite, l'angle d'élévation du soleil, les azimuts du satellite et du soleil se sont avérés être les seuls

pertinents. Les autres paramètres étaient à titre indicatif comme la résolution spatiale des images ou bien non numériques comme le type d'images (OrthoTile). (Tableau 3)

anomalous_pixel	Pourcentage de pixels anormaux. Pixels dont les problèmes de qualité d'image sont documentés dans la taxonomie de la qualité.	number
black_fill	Rapport entre l'image contenant un remplissage noir artificiel dû à l'écrêtage et les données réelles.	number (0 - 1)
cloud_cover	Rapport entre la surface couverte par les nuages et celle qui est découverte.	number (0 - 1)
gsd	La distance d'échantillonnage au sol de l'acquisition de l'image.	number
pixel_resolution	Résolution en pixels de l'imagerie en mètres	string
sun_azimuth	Angle du vrai nord au vecteur soleil projeté sur le plan horizontal en degrés.	number (0 - 360)
sun_elevation	Angle d'élévation du soleil en degrés.	number
view_angle	Angle d'observation hors nadir de l'engin spatial utilisé pour l'imagerie, en degrés, + étant l'est et - l'ouest.	number (-25 - +25)
satellite_azimuth	Angle du vrai nord par rapport au vecteur satellite au moment de l'imagerie, projeté sur le plan horizontal en degrés.	number (0 - 360)

Tableau 3 : Présentation des métadonnées à disposition avec les images PlanetScope

b- Protocole de test de qualité des images avec les métadonnées

Parmi les métadonnées de 25 images de niveau 3A à disposition, nous évaluons 4 paramètres (Elévation du soleil, angle de vue, azimuth du soleil et azimuth du satellite) en faisant l'hypothèse qu'ils peuvent générer des valeurs extrêmes dans nos réflectances (Principalement des ombres portées et de la surbrillance).

Par la suite, nous savons déjà que nous utiliserons le NDVI, on mesure ainsi les effets sur les bandes du Rouge, du Proche infrarouge ainsi que du NDVI indépendamment. Concernant les variables utilisées, il s'agit de la variance, permettant d'indiquer la présence de valeurs extrêmes, et de l'indice d'asymétrie qui nous indiquera s'il s'agit d'ombres (décalage à gauche dans les valeurs négatives) ou de surbrillance (décalage à droite, dans les valeurs positives).

La méthode utilisée pour mesurer le lien entre les variables et les paramètres est la régression linéaire. Ainsi, nous obtiendrons 6 régressions linéaires par paramètre, ainsi qu'un R^2 et une p-Value pour chaque régression.

Ici, tous les traitements effectués ainsi que les graphiques ont été réalisés sur RStudio.

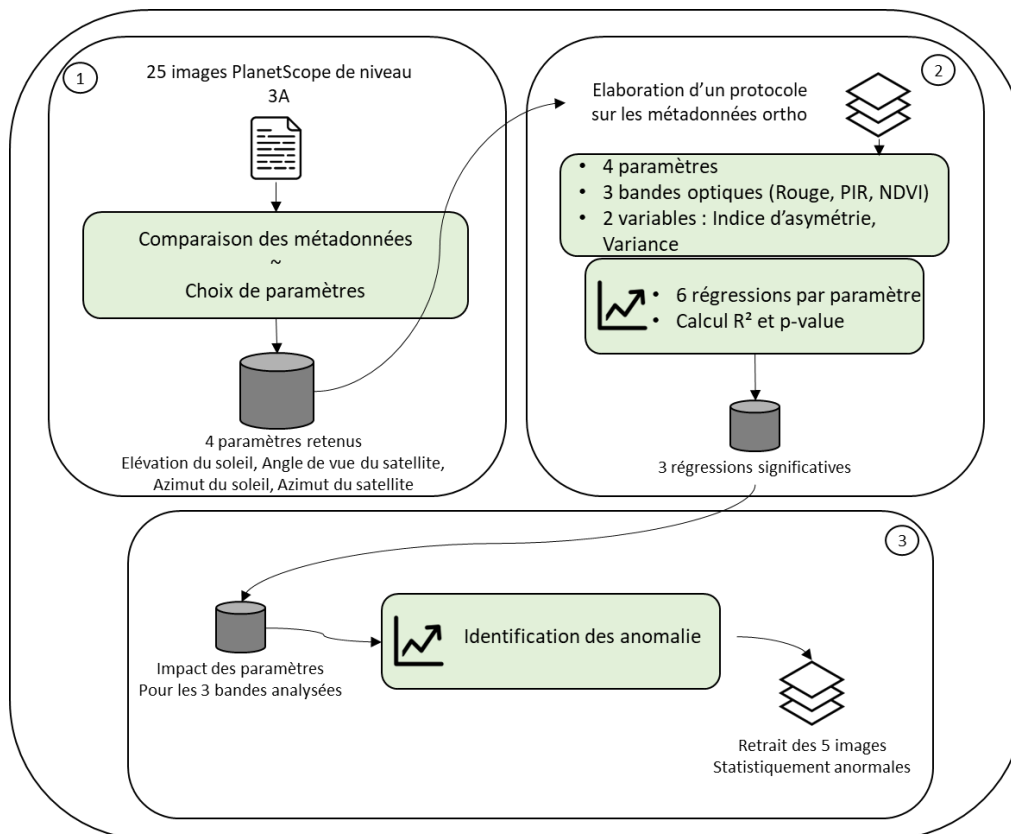
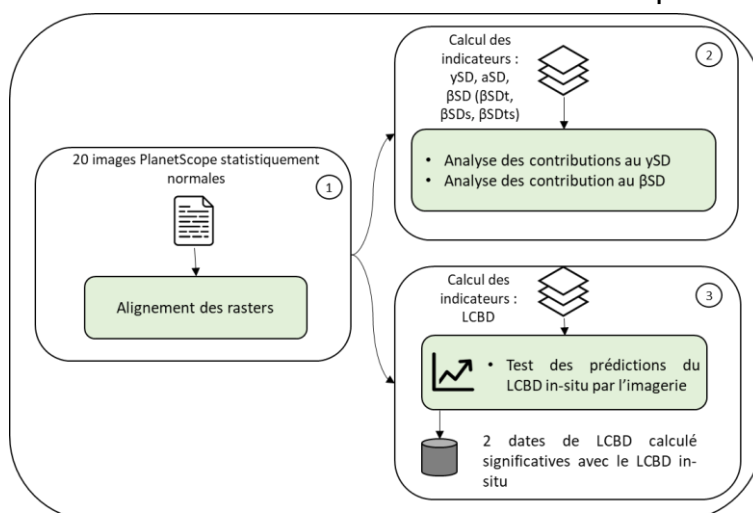


Figure 5 : Graphique de la seconde partie de la méthode, divisée en trois parties :

1: Choix des paramètres à analyser parmi les métadonnées ; 2: Elaboration du protocole d'analyse des métadonnées ; 3: Analyse des résultats du protocole.

11. Reconstruction d'indicateurs de Beta Diversité dans les prairies

a- Calcul des indicateurs de Beta Diversité à partir des images satellitaires PlanetScope



La seconde partie de notre étude s'est déroulée de la manière décrite par la figure 6. Ici, tous les traitements effectués ainsi que les graphiques ont été réalisés sur RStudio.

Figure 6 : Graphique de la dernière partie de la méthodologie, divisée en trois étapes :

1: Préparation des images ; 2: Calcul des composantes de la BSD ; 3: Calcul du LCBD et comparaison aux données In-Situ.

- Préparation des données

La première partie des traitements consistait simplement en le découpage des rasters selon les sites retenus et l'alignement des rasters issus des différentes dates d'acquisition entre eux.

Il était important pour la suite d'avoir des rasters correctement alignés, découpés et numérotés dans le but d'avoir des pixels comparables entre eux aux différentes dates.

- Rho-diversité (γ SD) et Beta-diversité (β SD)

A la manière de C.Rossi et al. (2021), nous avons reconstruit les indicateurs de Beta Diversité et de Rho Diversité à partir des valeurs de NDVI de nos images.

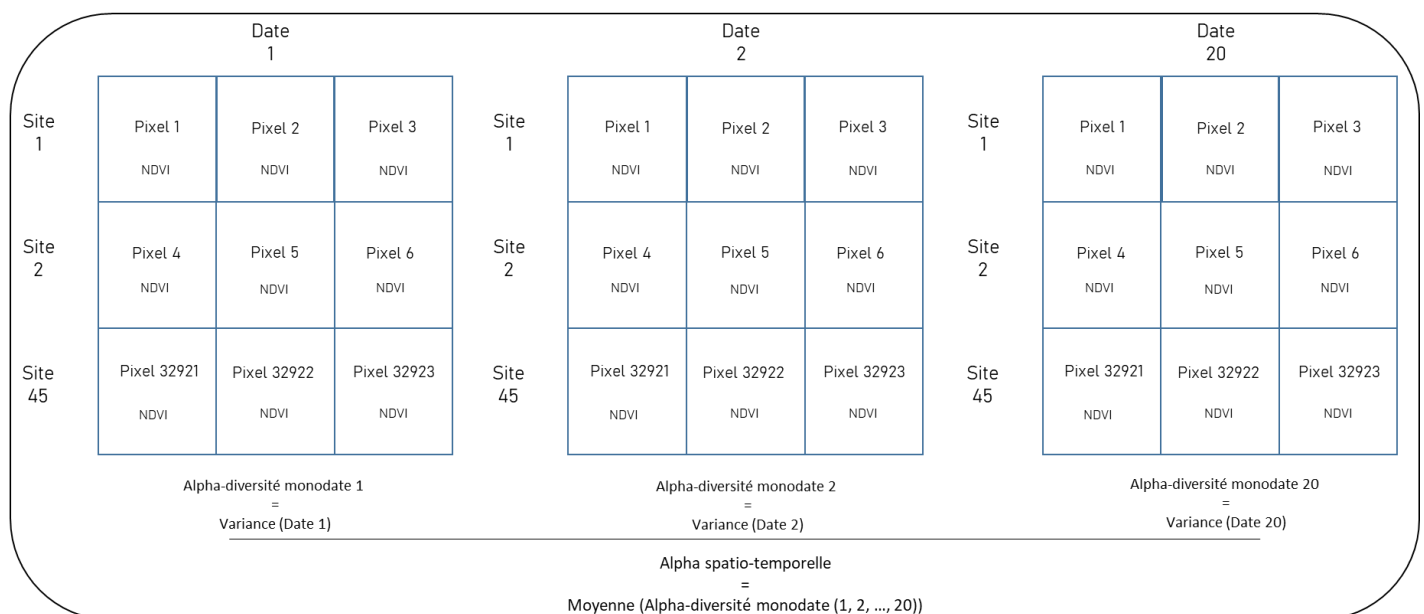


Figure 7 : Méthode de calcul de l'indicateur d' α SD. De l'indicateur monotemporel au spatio-temporel pour chaque site.

L'Alpha-diversité (α SD) est le premier indicateur calculé (figure ...). Pour un site donné, α SD d'une date se mesure par la variance des valeurs de NDVI. Ainsi en moyennant le résultat pour chaque date, on obtient l'alpha-diversité d'un site.

Les indicateurs de β SD sont abordés différemment, on ne part plus des valeurs brutes de NDVI de chaque pixel, mais de la moyenne de NDVI par date et par site (figure ...).

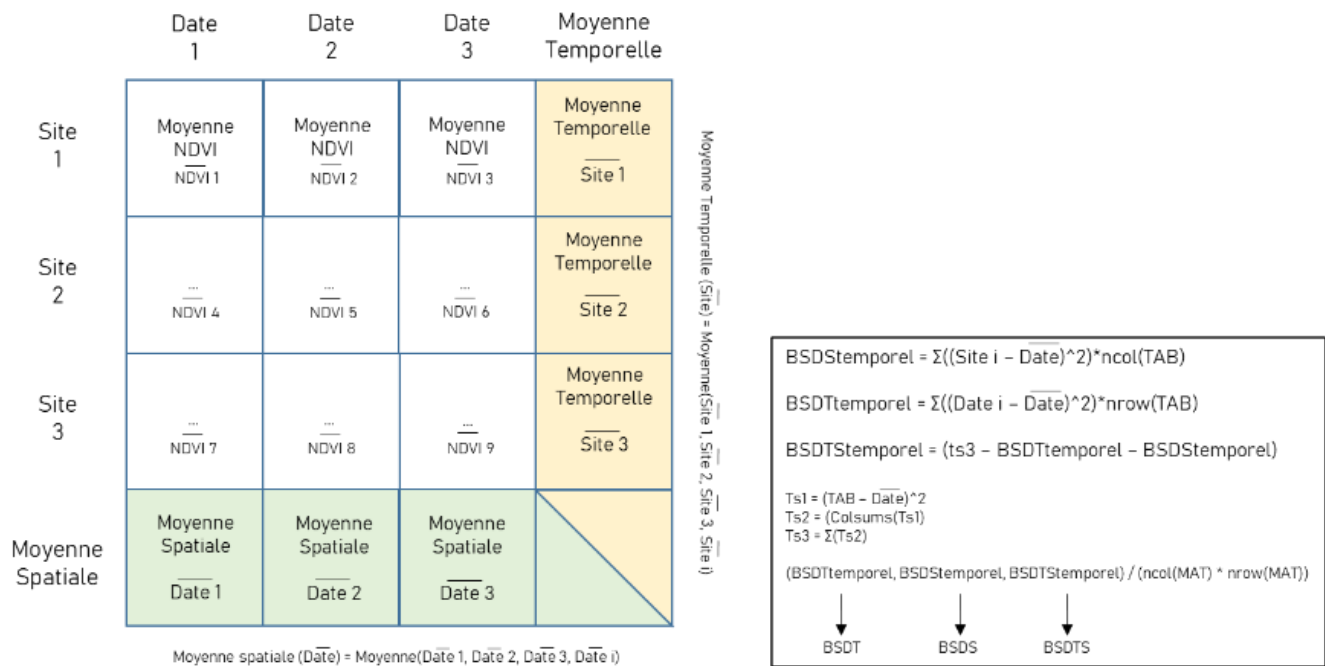


Figure 8 : Méthode de calcul des composantes de l'indicateur de βSD : βSDS , βSDT , $\beta SDTS$

La Beta Diversité est constituée de trois indicateurs :

- BSDS et BSDT

Comme explicité dans la figure 8, le BSDStemporel se mesure par la somme des écarts de la moyenne spatiale par date à la moyenne spatiale globale élevés au carré puis multipliés par le nombre de colonnes, soit le nombre de dates.

De la même manière, le BSDTtemporel est mesuré par la somme des écarts à la moyenne spatiale par date à la moyenne spatiale globale, élevés au carré mais multipliés par le nombre de lignes, soit le nombre de sites.

- BSDTS

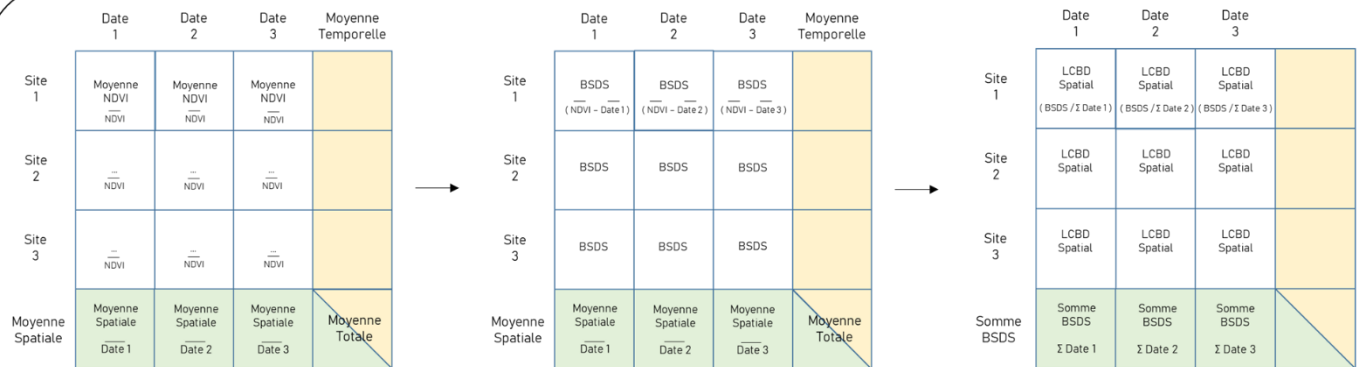
Le calcul du BSDSTemporel implique une première étape, c'est la somme des sommes en colonnes des écarts de la moyenne spatiale par date à la moyenne spatiale globale élevés au carré. Cette valeur s'appelle Ts3 dans la figure 8.

Pour obtenir le BSDSTemporel, on soustrait à Ts3 le BSDStemporel et le BSDTtemporel.

Enfin, pour obtenir les indicateurs de BSDS, BSDT et BSDTS, on divise chaque valeur temporelle par le produit du nombre de dates et du nombre de sites.

- LCBD (Local Contribute to Beta Diversity)

**BSDS
et
LCBD Spatial**



**LCBD Temporel
et
LCBD**

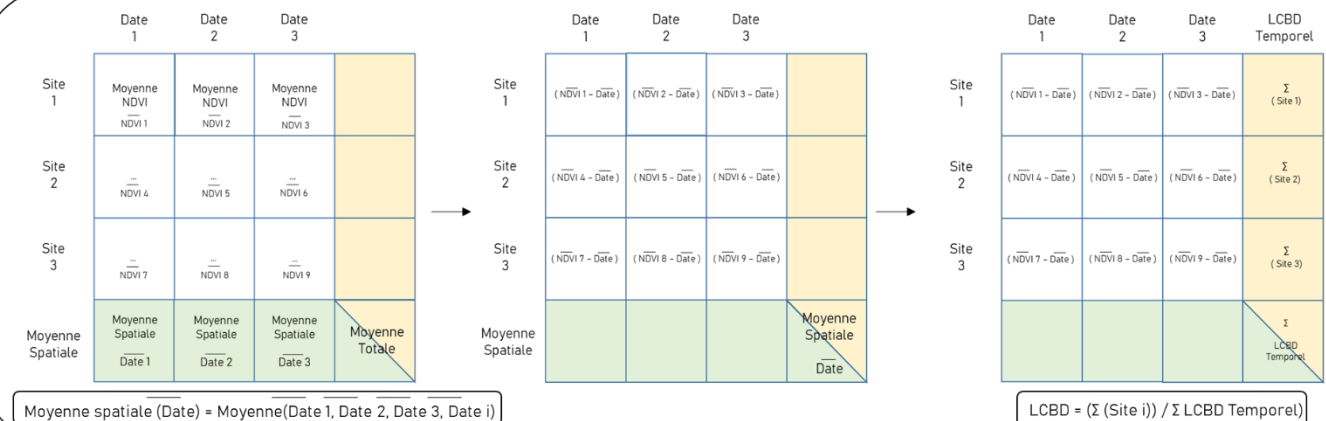


Figure 9 : Méthode de calcul de l'indicateur de LCBD. *LCBDspatial*, *LCBDtemporel* et *LCBD(LCBDspatio-temporel)*

La mesure du LCBD implique de passer par plusieurs étapes de calcul. Pour obtenir le LCBD spatial, il est nécessaire d'utiliser les valeurs de BSDS. A partir des moyennes de NDVI par site et par date, nous pouvons calculer le BSDS, et à partir des valeurs de BSDS, on peut mesurer le LCBD spatial qui correspond à une valeur d'unicité par site et par date, qui ne tient pas compte de la temporalité.

Toujours à partir des moyennes de NDVI par site et par date, nous pouvons calculer le LCBD temporel, à partir duquel nous avons dérivé le LCBD. Le LCBD temporel correspond à la somme en ligne des valeurs du tableau de la figure 9.

b- Comparaison des résultats avec les mesures In-situ (Etape 3, figure 6)

Nous disposons sur nos sites de données LCBD In-Situ fournis par les écologues du projet Evolville. Dans cette étape, nous cherchions donc à établir un modèle de prédiction de l'unicité des sites à l'aide de la télédétection et des indicateurs calculés.

A partir du LCBD spatio-temporel, nous avons établi une régression linéaire avec le LCBD mesuré à partir de données In-Situ. Nous avons mesuré la p-value, le R^2 , le coefficient de régression ainsi que le RMSE pour cette régression.

Ensuite, nous avons utilisé les LCBD calculés sur chacune des dates pour établir des régressions avec la valeur de LCBD In-Situ. Nous avons calculé les mêmes indicateurs que précédemment.

Chacune des relations a été établie avec le LCBD télédécté simple, mais aussi en ajoutant l'information d'Alpha-diversité des sites.

XI. Résultats

12. Résultats des analyses de Métadonnées

- a- Evaluation de la qualité des images selon les paramètres retenus : Elévation du soleil, Angle de vue, Azimut du soleil, azimut du satellite

L'Intérêt d'utiliser deux variables comme la variance et l'indice d'asymétrie est double. La variance permet d'identifier la présence de valeurs extrêmes, là où l'indice d'asymétrie est utile pour identifier s'il s'agit du phénomène d'ombres portées ou de surbrillance. En effet, un décalage des valeurs vers des valeurs négatives indiquera des ombres portées, et à l'inverse de la surbrillance.

	Variance			Skewness		
	PIR	Rouge	NDVI	PIR	Rouge	NDVI
Min	87323,75	11586,93	0,01	-0,67	-0,32	-2,77
Max	3051898	2270968	0,03	1,11	3,92	-0,01
Mean	382156,2	115297,1	0,01	-0,06	1,8	-1,13
Median	251865,5	24993,21	0,01	-0,15	2,15	-0,98

Tableau 4 : Statistiques simples de la Variance et de l'Asymétrie dans les bandes du Rouge, PIR et NDVI pour nos 25 dates d'acquisition : Minimum, Maximum, Moyenne et Médiane.

Le tableau 4 compte les valeurs Min, Max, Moyenne et Médiane de variance et d'asymétrie parmi les 25 images dont nous disposons.

Commençons par la variance, dans le Proche Infrarouge, les valeurs de variance varient entre 87323 et 3051898 entre nos 25 images. La moyenne est élevée, 382156, mais la médiane est plus faible, 251865, on a une distribution des variances décalée vers la droite, soit des valeurs extrêmes pour minimum une date d'acquisition.

Dans le rouge, la distribution est similaire avec un minimum de 11587 et un maximum de 2270968. La moyenne s'élève à 115297 alors qu'encore une fois la médiane est plus faible, 24993, la distribution décale vers la droite, il existe donc une ou plusieurs dates d'acquisition contenant des valeurs de variance extrêmes.

Quant au NDVI, comme il s'agit d'un indice normalisé, les valeurs sont beaucoup plus regroupées. Le minimum s'élève à 0,01 pour un maximum à 0,03. Mais la moyenne et la médiane sont similaires à 0,01, il existe donc des valeurs extrêmes mais qui n'influent pas la moyenne.

Concernant l'asymétrie, dans le PIR, elle varie entre -0,67 et 1,11 avec une moyenne de -0,06 et une médiane de -0,15. La distribution est plutôt neutre mais tend légèrement vers des asymétries négatives.

Dans le rouge, le minimum s'élève à -0,32 et le maximum à 3,92 pour une moyenne de 1,8 et une médiane de 2,15. Il apparait donc de fortes dissymétries dans le Proche Infrarouge, qui tend vers le positif.

Enfin dans le NDVI, l'asymétrie varie entre -2,77 et -0,01 pour une moyenne de -1,13 et une médiane de -0,98. Toutes les valeurs sont négatives, les valeurs extrêmes de NDVI sont donc principalement de l'ombre portée.

La figure 10 présente les histogrammes d'indice d'Asymétrie et de Variance dans les trois bandes, qui illustrent très bien les résultats chiffrés.

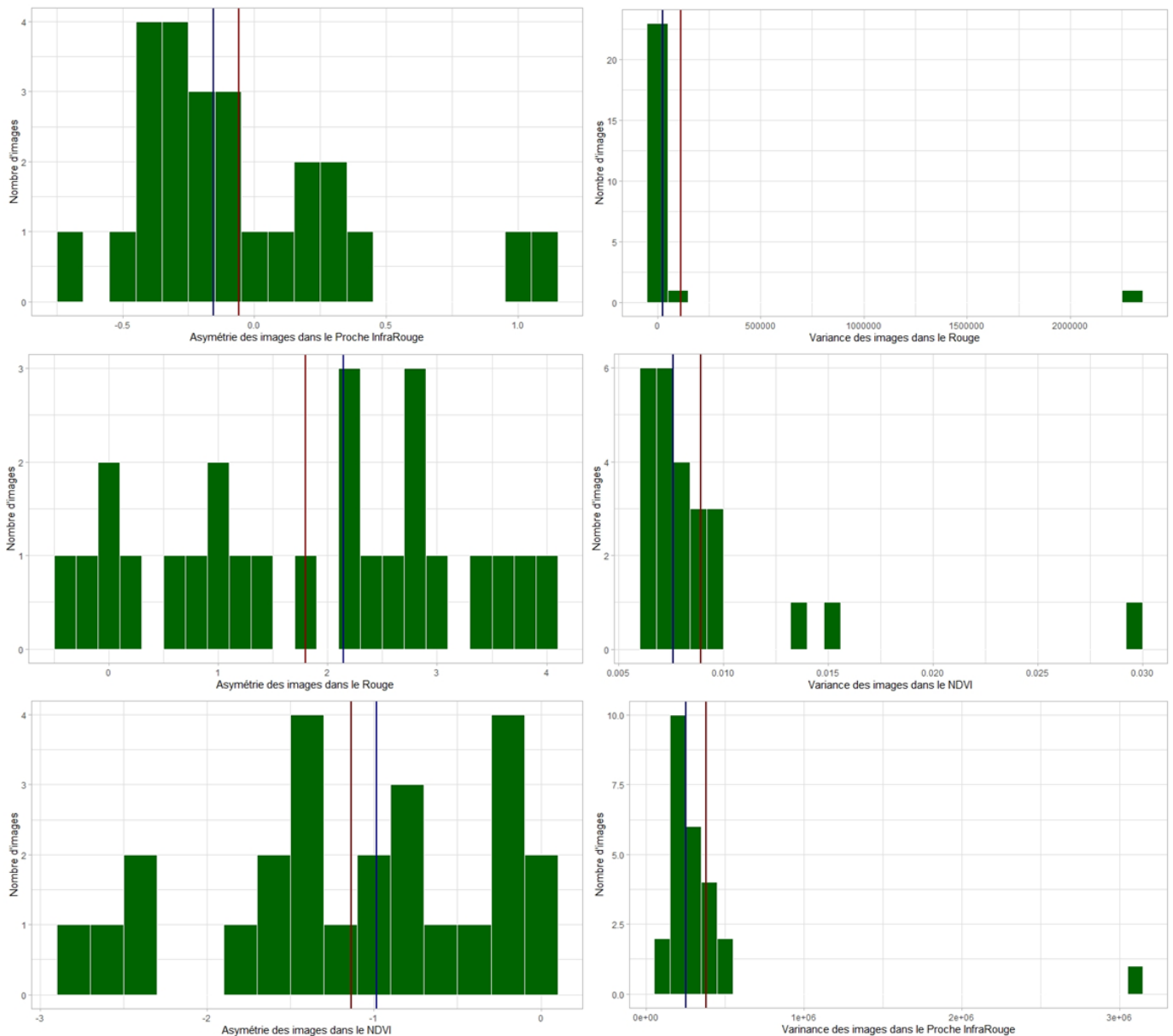
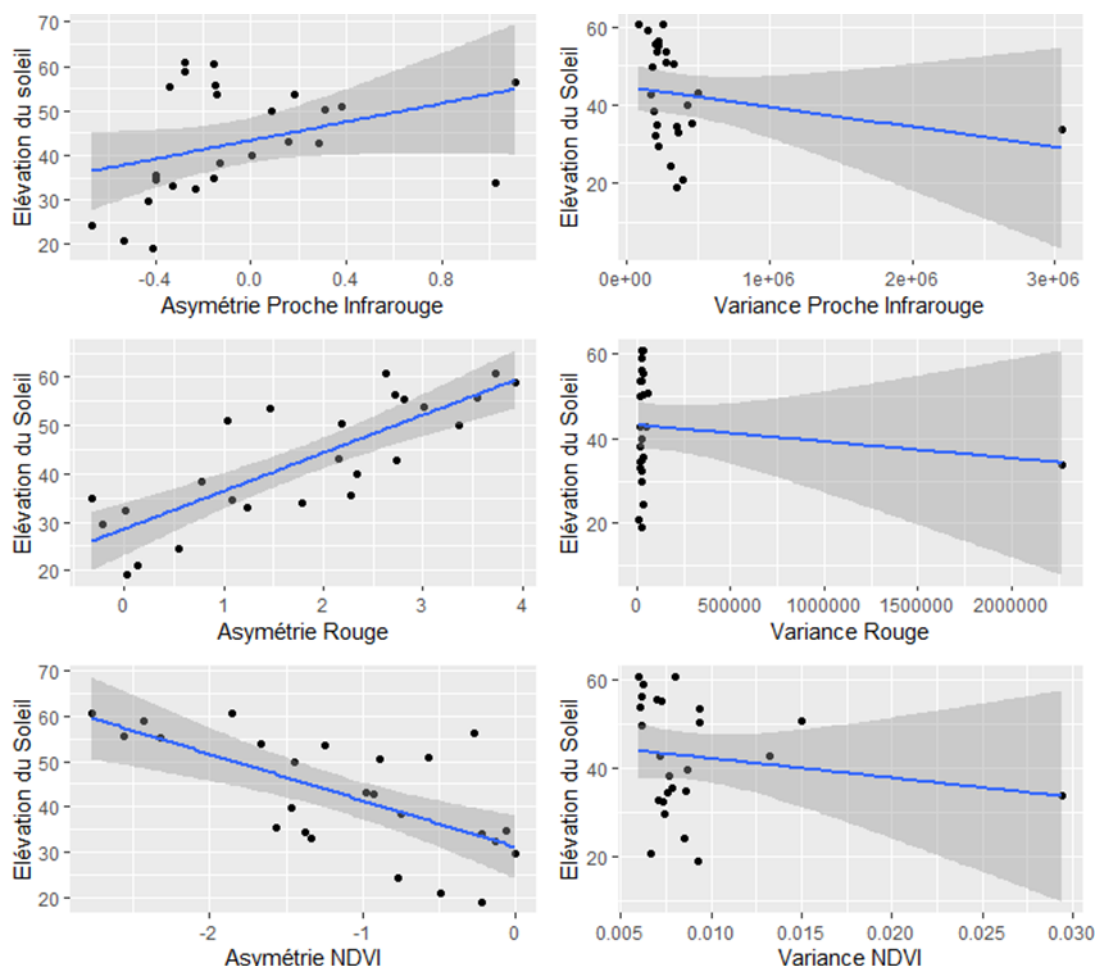


Figure 10 : Histogrammes de l'asymétrie et de la variance de distribution des valeurs de Rouge, PIR et NDVI pour nos 25 dates d'acquisition

- Élévation du soleil



Bande spectrale	NDVI						Rouge						PIR					
Variable	Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance		
indicateur	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient
Élévation du Soleil	0,0003	0,4403	-10,2918	0,4340	0,0268	-436,7508	0,0000	0,6569	7,8663	0,5094	0,0192	0,0000	0,0825	0,1253	10,3630	0,2706	0,0525	0,0000

Figure 11 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'élévation du soleil pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.

Concernant l'indice d'asymétrie, il est visuellement très bien corrélé avec l'élévation du soleil, corrélation positive dans les bandes du rouge et du PIR, mais une corrélation négative avec le NDVI. En effet, pour une unité d'indice d'asymétrie, l'angle d'élévation du soleil augmente de 7,9 et 10,4 degrés dans le rouge et le PIR respectivement. Alors qu'il diminue de 10,3 degrés dans le NDVI.

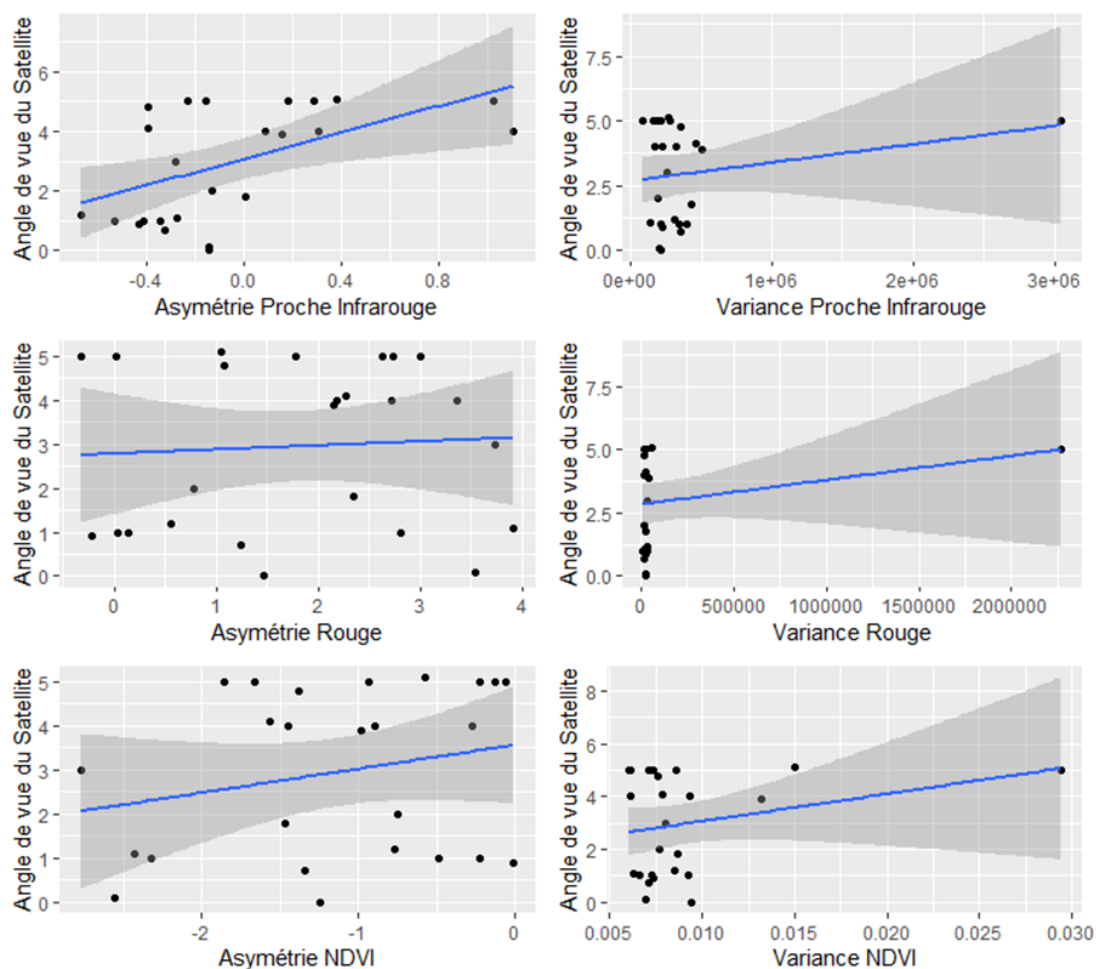
Le paramètre d'élévation du soleil est très pertinent pour expliquer les anomalies dans les images PlanetScope. En effet, on retrouve deux régressions significatives selon l'indice de significativité p-value. Les relations avec l'indice d'asymétrie dans le rouge et le NDVI sont

significatives. Les R^2 sont assez élevés. La droite de régression détermine environ 44% de la distribution des points dans l'asymétrie du NDVI et 66% dans l'asymétrie du Rouge.

Quant à la variance, l'image du 18 mars contenant des valeurs de variance très élevées empêche une dispersion fiable pour les trois bandes. Aucune des relations avec la variance n'est significative.

- Angle de vue du satellite

Sur les satellites PlanetScope, l'angle de vue des capteurs peut varier entre -25 et +25°. Pour capturer les images de notre série temporelle de 2021, l'angle variait entre 0,7 et 5 degrés.



Bande spectrale	NDVI						Rouge						PIR					
	Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance		
indicateur	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient
Angle de vue du Satellite	0,2557	0,0558	0,5425	0,2059	0,0686	103,4628	0,7617	0,0041	0,0918	0,5094	0,0192	0,0000	0,0087	0,2633	2,2248	0,3084	0,0450	0,0000

Figure 12 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'angle de vue du satellite pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.

Les valeurs d'angle de vue sur nos images semblent assez peu homogènes, beaucoup d'images ont été capturées avec un angle de vue de 0,9 ou 1 degrés, beaucoup avec un angle de vue de 5 degrés mais relativement peu ailleurs.

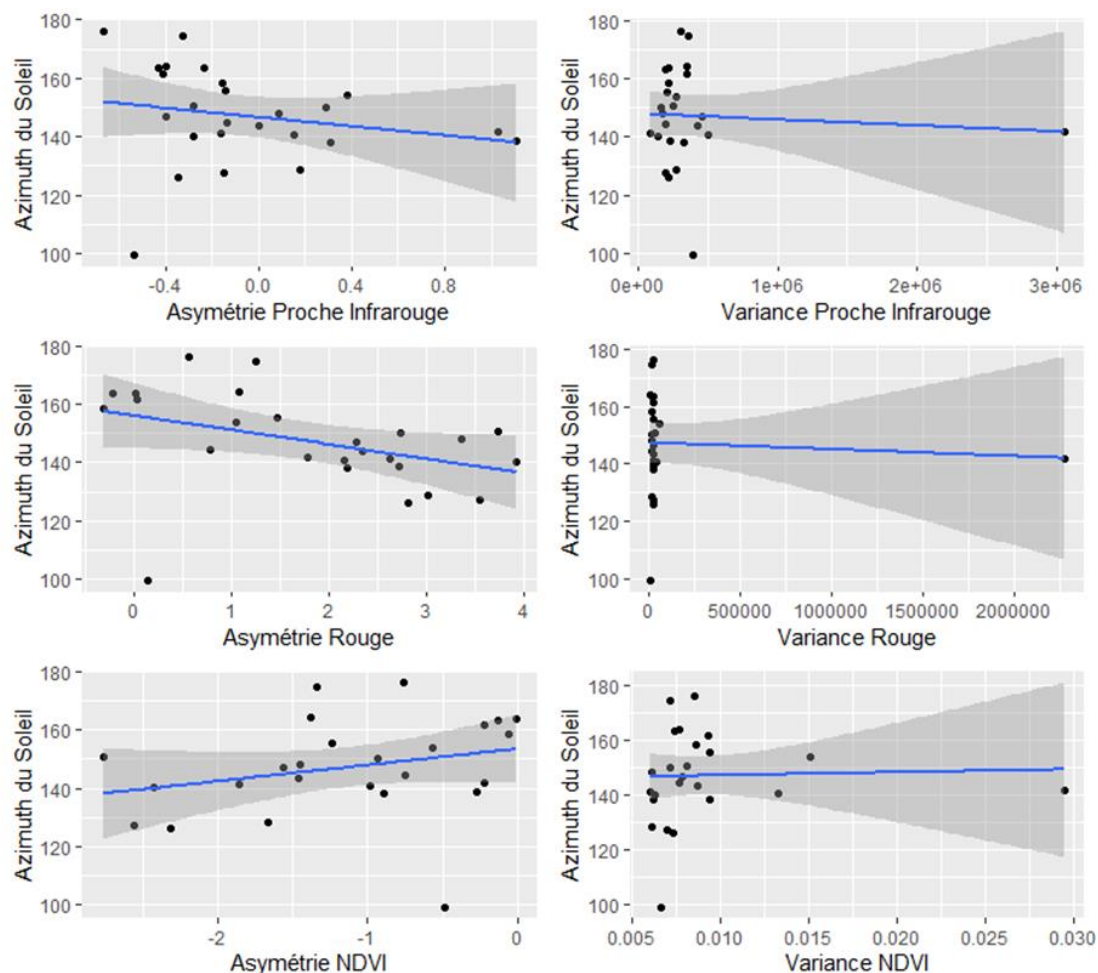
La dispersion des valeurs dans les bandes du Rouge et du NDVI ne suivent pas de logique particulière, les relations ne sont pas visuellement significatives, statistiquement non plus. Dans le PIR, c'est différent, on retrouve une corrélation visuelle et statistique positive, pour chaque unité d'indice d'asymétrie, l'angle de vue augmente d'environ 2 degrés. L'asymétrie varie entre -3 et 0.

Statistiquement, Cette régression entre l'indice d'asymétrie dans la bande du PIR et l'angle de vue du satellite est significative avec une p-value de 0,0087. La droite de régression détermine 26% de la distribution des points.

La variance est significative avec l'angle de vue du satellite dans aucune des bandes. Elle est ici aussi perturbée par les valeurs extrêmes de l'image du 18 mars.

- Azimut du soleil

Dans notre jeu de données, l'azimut du soleil varie entre 100° et 180° du point nord de notre image, soit un rayon lumineux provenant globalement du sud-est de l'image.



Bande spectrale	NDVI						Rouge						PIR					
Variable	Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance		
indicateur	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient
Azimuth du Soleil	0,1897	0,0736	5,5300	0,8820	0,0010	109,6745	0,0557	0,1501	-4,9426	0,7641	0,0040	0,0000	0,3295	0,0414	-7,8271	0,7431	0,0048	0,0000

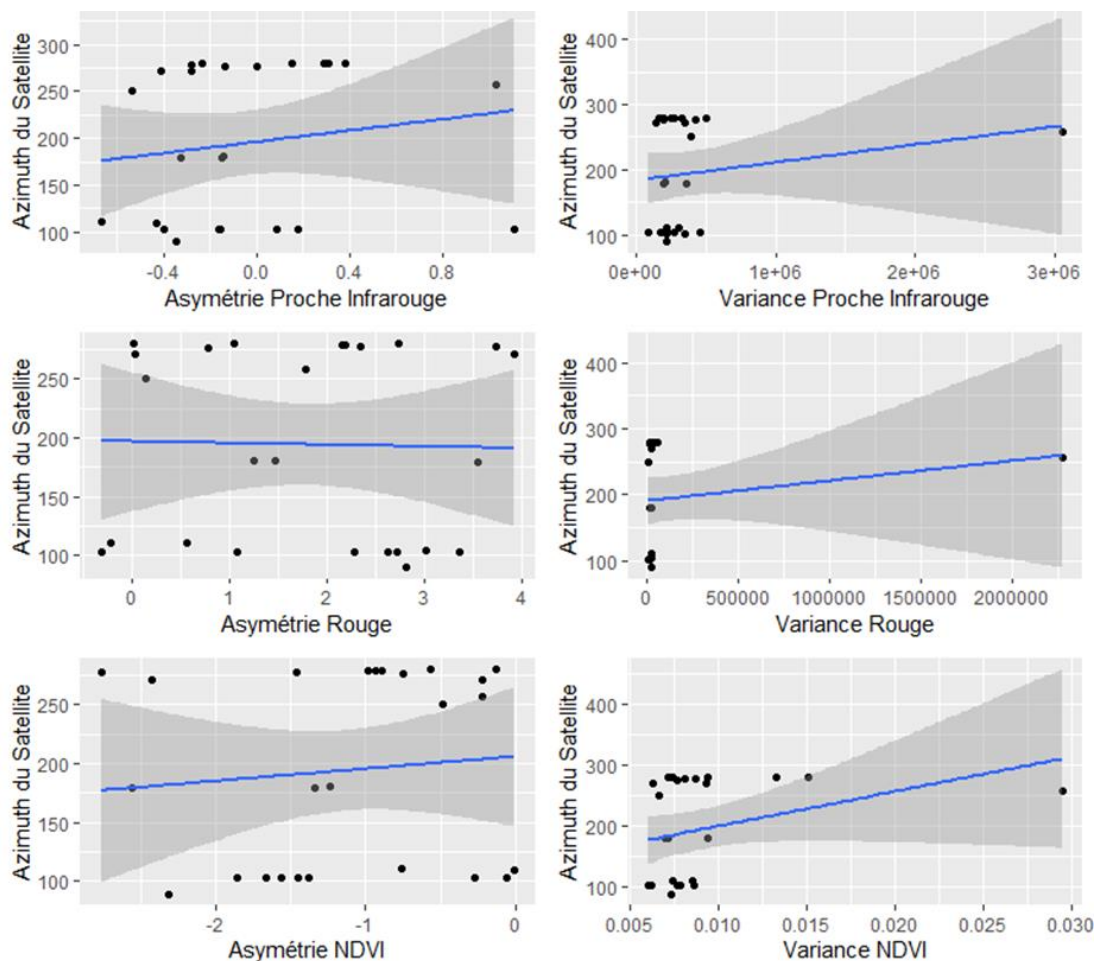
Figure 13 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'azimut du soleil pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.

Visuellement, les trois régressions liées à l'asymétrie sont corrélées, positivement avec le NDVI et négativement avec les deux autres bandes. C'est l'asymétrie dans les valeurs de rouge qui corrèle au mieux avec l'azimut du soleil.

Statistiquement, aucune des trois régressions avec l'asymétrie n'est significative. Avec la variance, aucune relation n'est significative non plus, toujours perturbées par la valeur extrême du 18 mars.

- Azimut du satellite

Entre 100 et 280 à partir du nord du satellite au moment de la capture d'image. Soit sur la partie sud, sud-ouest de sa rotation.



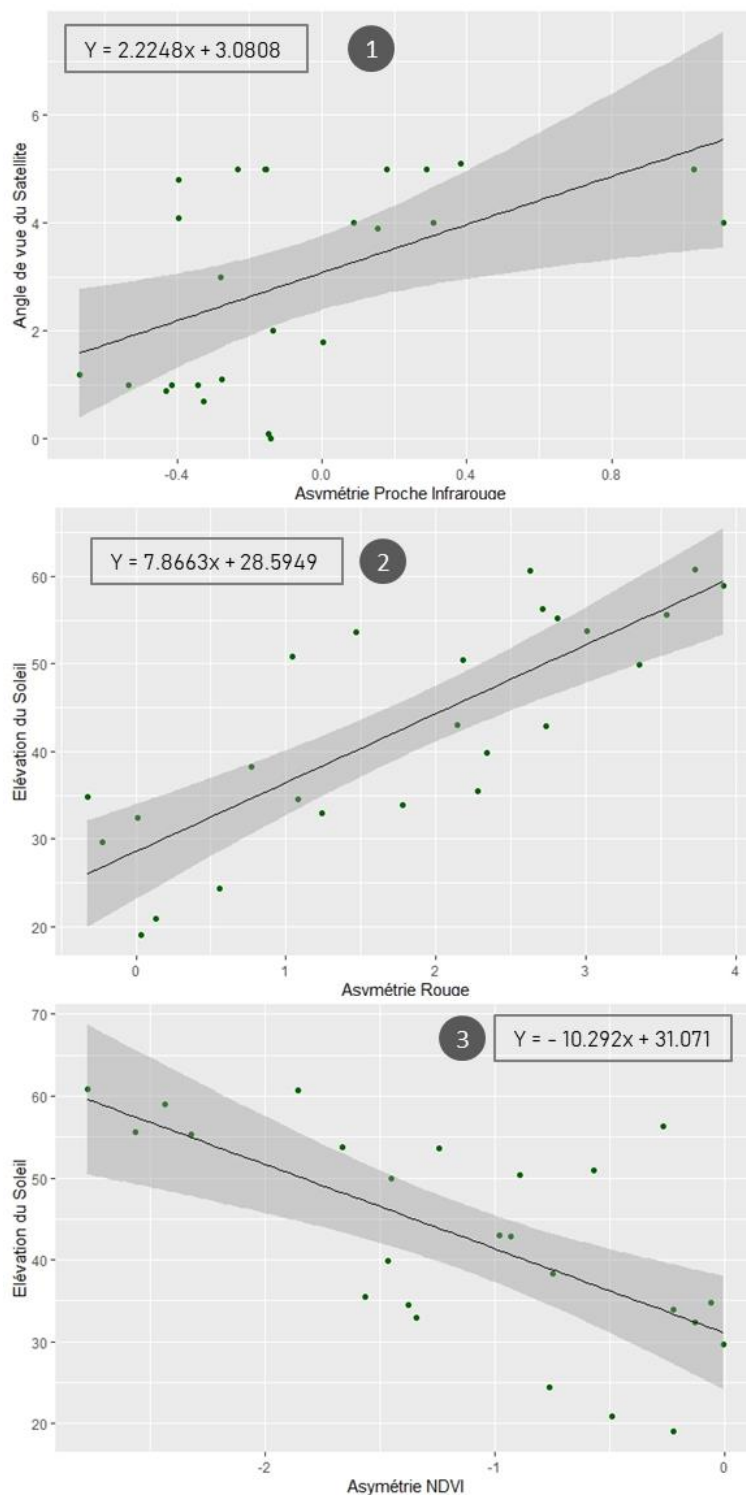
Bande spectrale	NDVI						Rouge						PIR					
Variable	Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance			Indice d'asymétrie			Variance		
indicateur	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient	p-value	R ²	coefficient
Azimuth du Satellite	0,6199	0,0109	10,3877	0,1050	0,1102	5686,6247	0,9134	0,0005	-1,4290	0,4240	0,0280	0,0000	0,4430	0,0258	30,2065	0,3639	0,0360	0,0000

Figure 14 : Résultats statistiques visuels et chiffrés des régressions linéaires simples entre les variables de Variance et d'Asymétrie et le paramètre d'azimut du satellite pour les trois bandes retenues, Rouge, PIR, NDVI.

Parmi les 3 relations avec la variable d'asymétrie, les dispersions de points ne suivent aucune tendance claire. Aucune des trois relations ne semblent significatives et le R^2 est neutre. Statistiquement, aucune n'est significative selon la p-value.

On identifie la même chose que pour les trois autres paramètres avec la variance, une distribution perturbée par le caractère extrême de la distribution des données du 18 mars.

L'Azimut n'est pas un bon indicateur de la qualité des images, du moins avec notre jeu de données.



La figure 15 présente les trois régressions significatives à l'issue de cette étape de notre protocole. On retrouve l'élévation du soleil avec l'asymétrie dans le rouge ainsi que dans le NDVI, et l'angle de vue avec l'asymétrie dans le PIR.

Deux des trois relations sont significatives positivement. On retrouve une hausse de 2.22 unités d'angle de vue pour chaque unité d'asymétrie dans le PIR et 7.87 unités d'élévation du soleil pour chaque unité d'asymétrie rouge.

Quant à la troisième relation, on a une perte de 10,3 unités d'élévation du soleil pour chaque unité d'asymétrie dans le NDVI.

L'asymétrie dans le PIR varie entre environ -0,67 et +1,11, avec une distribution montrant que toutes les images captées avec un angle de vue de 1 ou inférieur à 1 ont des valeurs qui décalent vers la gauche, dans le négatif. Ainsi dans le PIR, un faible angle de vue semble générer de l'ombre

Figure 15 : Présentation des trois régressions linéaires significatives : Angle de vue / Asymétrie PIR ; Elévation du soleil / Asymétrie Rouge ; Elévation du soleil / Asymétrie NDVI.

L'asymétrie dans le PIR varie entre environ -0,67 et + 1,11, avec une distribution montrant que toutes les images captées avec un angle de vue de 1 ou inférieur à 1 ont des valeurs qui décalent vers la gauche, dans le négatif.

Dans la seconde régression, dans le rouge, les valeurs d'asymétries fluctuent entre -0,32 et 3,92. Seules deux images ont une asymétrie négative, et très légèrement négative. Alors que pour l'intégralité des images, plus l'élévation du soleil augmente, plus l'asymétrie est positive.

Toujours avec l'élévation du soleil, l'asymétrie dans le NDVI fonctionne à l'inverse (figure 15, relation 3). Pour chaque image dans la bande du NDVI l'asymétrie est négative, allant de -2,77 à -0,01.

13. Analyse des distributions moyennes dans chaque bande

Cette étape du protocole fait apparaître un élément très important. Les trois bandes utilisées sont pertinentes pour évaluer la qualité des images puisque de l'asymétrie dans chacune des bandes ressort une régression significative.

Ainsi, nous avons décidé comme dernière étape de notre protocole de qualité d'établir une courbe Løess des valeurs moyennes par date pour chaque bande. Chaque graphique représente la courbe de Løess, son écart-type, et chaque point représente à la fois l'angle de vue du satellite lors de l'acquisition et l'angle d'élévation du soleil. Chaque point situé hors du « nuage » représentant l'écart-type est considéré comme une date d'acquisition comprenant des valeurs anormales.

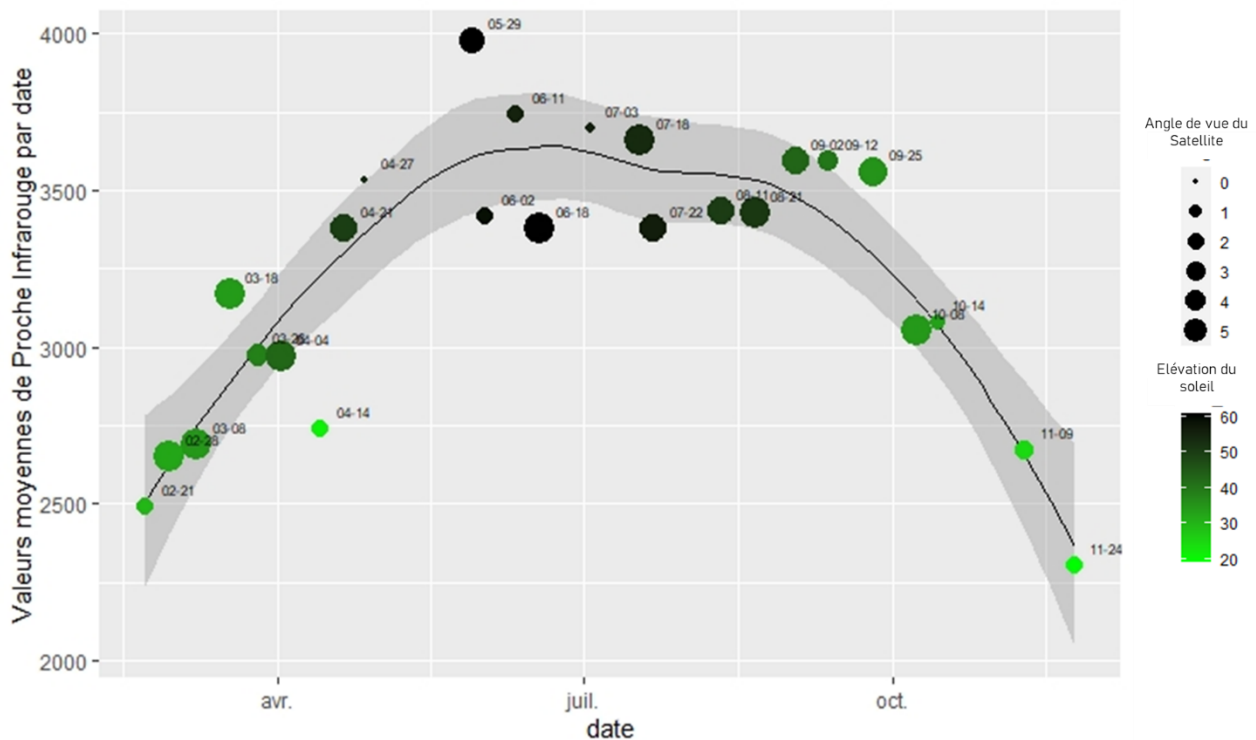


Figure 16 : Courbe de Læss des valeurs moyennes de Proche Infrarouge par site pour chaque date d'acquisition

La courbe des valeurs moyennes de Proche Infrarouge (figure 16) présente un pic de valeurs durant l'été, de juin à septembre qui correspond à la saison végétative.

Concernant l'écart des points à la courbe, huit dates d'acquisition ne sont pas comprises dans l'écart-type de la courbe (14 avril, 18 mars, 29 mai, 02 juin, 18 juin, 22 juillet, 12 et 25 septembre) dont quatre par des valeurs plus faibles. Cinq de ces images ont été acquises avec un angle de vue du satellite supérieur ou égal à 4 degrés, Trois avec un angle inférieur ou égal à 3 degrés. Quant à l'angle d'élévation du soleil, quatre images parmi les images « anormales » ont été capturées avec un angle d'élévation du soleil très élevé, durant l'été.

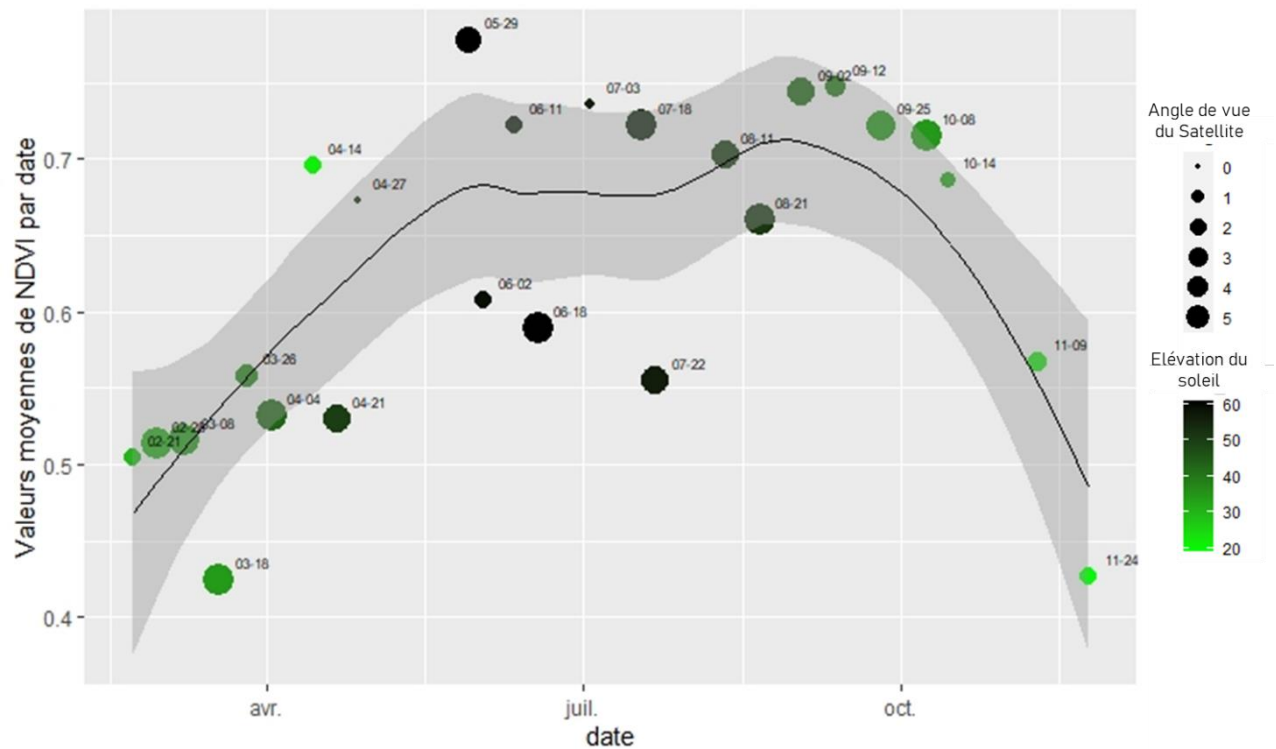


Figure 17 : Courbe de Læss des valeurs moyennes de NDVI par site pour chaque date d'acquisition

La courbe des valeurs moyennes de NDVI (figure 17) présente un pic de valeurs durant l'été, de juin à septembre qui correspond à la saison végétative.

Comme dans le PIR, huit points ne sont pas compris dans l'écart-type de la courbe (18 mars, 14 et 21 avril, 29 mai, 02 et 18 juin, 03 et 22 juillet) dont 5 par des valeurs plus faibles. Toujours 5 de ces images ont été acquises avec un angle de vue du satellite supérieur ou égal à 4 degrés. Quant à l'angle d'élévation du soleil, cinq images parmi les images « anormales » ont été capturées avec un angle d'élévation du soleil très élevé, durant l'été.

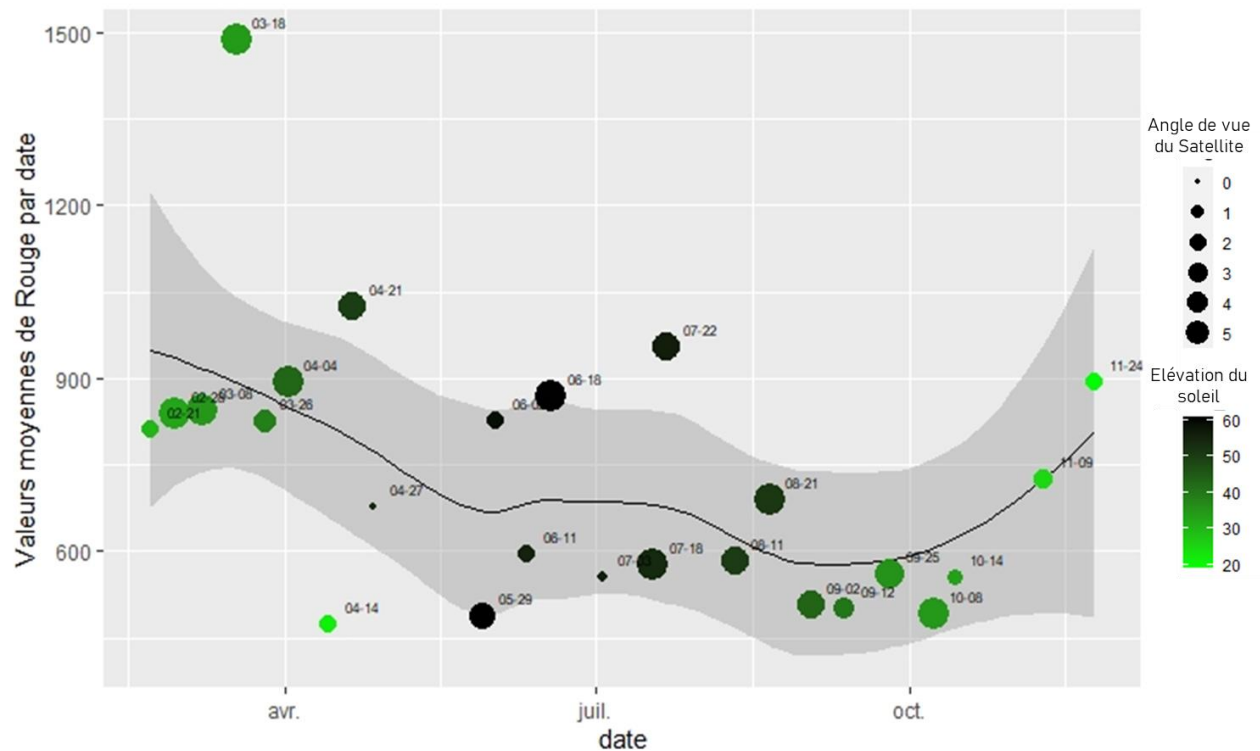


Figure 18 : Courbe de Læss des valeurs moyennes de Rouge par site pour chaque date d'acquisition

Dans la bande du rouge, qui ne réfléchit pas la végétation active mais plutôt le sol nu, le pic se situe en hiver, avec les valeurs les plus faibles durant la saison estivale.

6 points ne se situent pas dans l'intervalle d'écart-type (18 mars, 14 et 21 avril, 29 mai, 18 juin, 22 juillet) dont deux avec des valeurs plus faibles que la courbe. Une image est particulièrement en décalage et génère de la surbrillance, le 18 mars.

Cinq images ont été acquises avec un angle de vue du satellite supérieur ou égal à 4 degrés, et trois avec un angle d'élévation du soleil supérieur à 50, durant l'été.

Les cinq images considérées comme anormales dans les trois bandes et ainsi écartées pour la suite sont celles du 18 mars, 14 avril, 29 mai, 18 juin et 22 juillet.

14. Analyse des indicateurs de Beta Diversité

a- Contribution des différents indicateurs de Beta Diversité

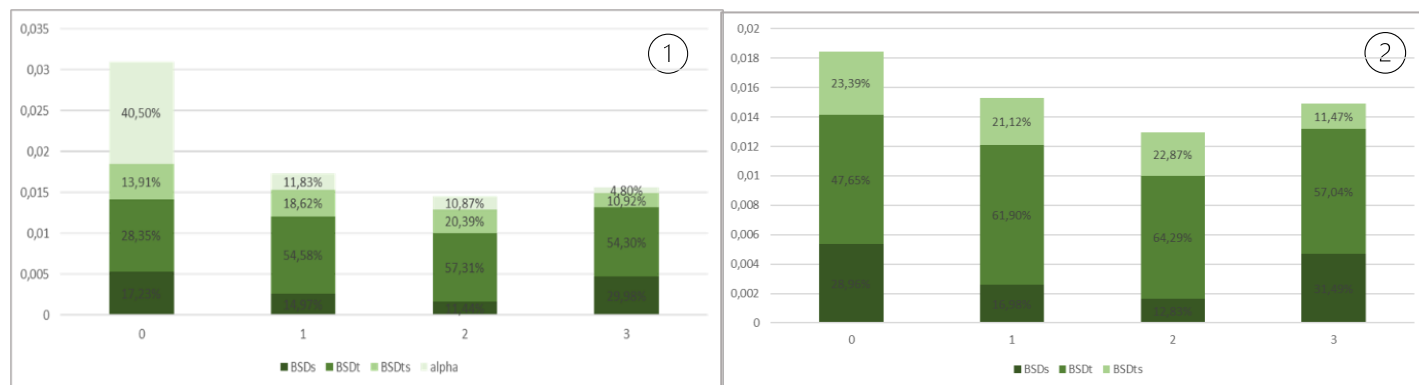


Figure 19 : Analyse de la contribution des différentes composantes au γ SD (1) et à la β SD (2) selon le type de gestion. 0 : Aucune tonte pendant l'année ; 1 : Une à trois tontes par an ; 2 : Quatre à sept tontes par an ; 3 : Huit à quinze tontes par an.

Commençons par le second graphique de la figure 19. Avec notre jeu de données, l'indice de β SD indique une plus grande diversité spécifique dans les prairies ne subissant par de tontes, s'élevant à environ 0,018. On retrouve ensuite les types de gestion 1 et 3 avec une β SD d'environ 0,015 chacun. Enfin les prairies soumises à 4 à 7 tontes par an avec une Beta Diversité de 0,013.

Pour les quatre types de gestion différents, la Beta diversité est majoritairement expliquée par la composante temporelle (β SDT) avec 47% pour les prairies en friche, et environ 60% pour les trois autres types de gestion.

Pour les prairies les plus extensives (type 0) et les plus intensives (type 3), la seconde composante la plus importante est la composante spatiale (β SDS) avec respectivement 29% et 31%. Quant aux deux autres types de gestion, soumis à 1 à 7 tontes annuelles, la seconde composante expliquant le mieux la β SD, c'est l'interaction entre le spatial et le temporel (β SDTS).

Le graphique n°1 ne témoigne pas de la contribution à la β SD mais bien au γ SD, la diversité spectrale totale de la région, puisque nous y avons ajouté la diversité alpha (α SD) donnant une indication sur la diversité locale au sein de chaque site.

Le classement de la diversité spectrale selon le type de gestion ne change pas. Toutefois l'élément le plus marquant est l'impact de l'ajout de la diversité alpha sur les prairies en friche. Non seulement la diversité spectrale fait un bond jusqu'à plus de 0,03, mais l' α SD explique la majorité du γ SD avec plus de 40% de contribution. Plus le nombre de tontes annuelles augmente, plus sa contribution diminue jusqu'à atteindre 4,80% sur les sites très intensifs.

Pour les sites soumis à des tontes, les proportions de contribution ne changent pas et l' α SD est toujours la plus faible contribution au γ SD.

15. Résultats du modèle de prédiction des données In-Situ

Approche spatio-temporelle

Après l'analyse et la compréhension de la contribution des différents indicateurs de la Beta diversité (β SD) ainsi que de la diversité totale (γ SD). Nous avons cherché à établir une prédiction du LCBd (local contribution to Beta Diversity) mesuré avec des données In-Situ dont nous disposons à l'aide du LCBd calculé depuis les valeurs de pixels pour chacune des dates disponibles.

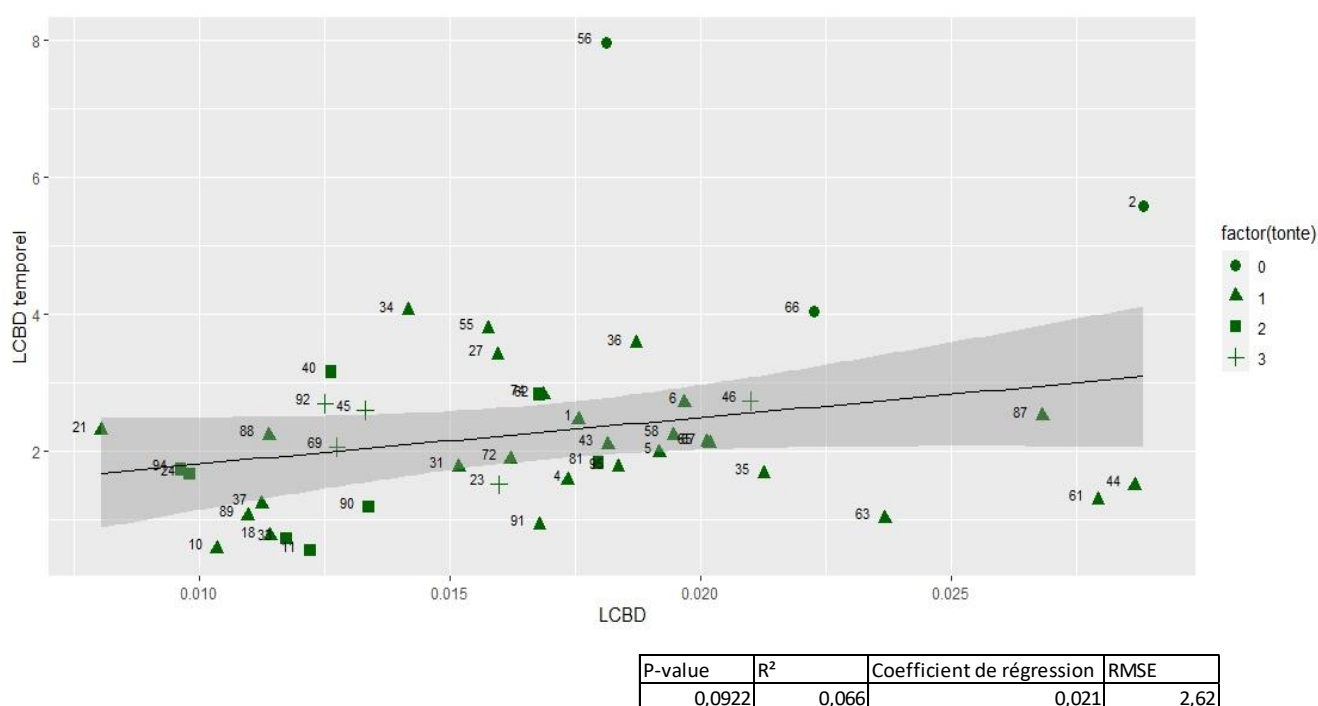
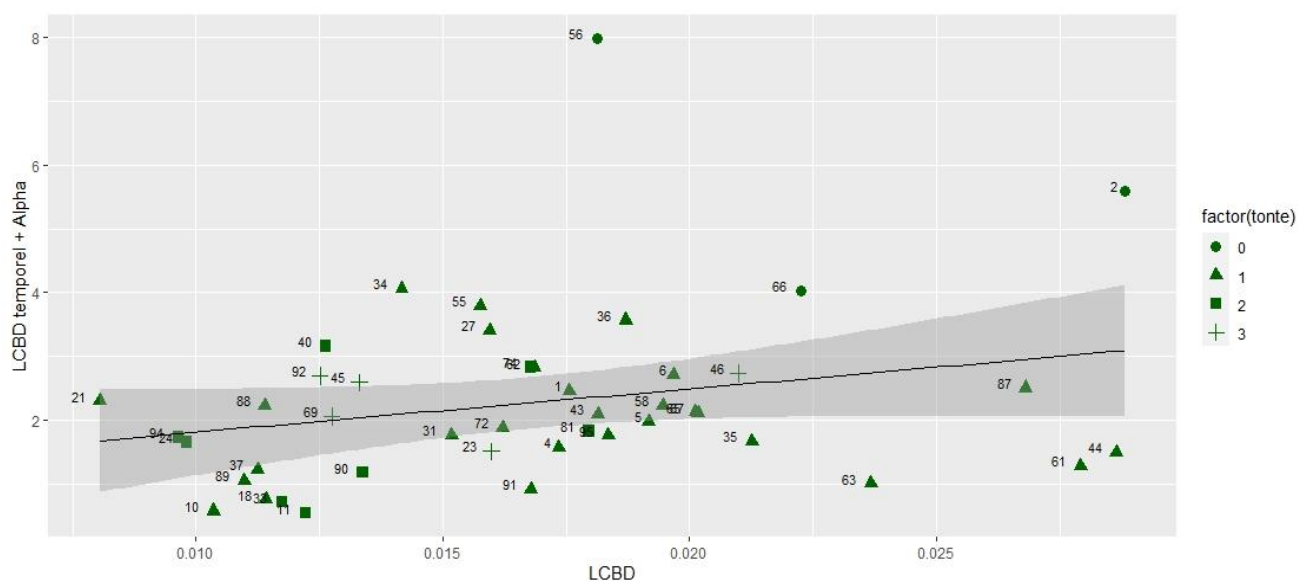


Figure 20 : Résultats statistiques visuels et chiffrés de la régression linéaire entre la prédiction du modèle (LCBD temporel) et le LCBd In-Situ.

La figure 19 montre une régression légèrement positive, les valeurs du modèle augmentent en même temps que les valeurs In-Situ. On retrouve une hausse de 0,21 unités du modèle (LCBD temporel) pour chaque unité de LCBd In-Situ. Le type de gestion impacte, les sites avec les plus grands degrés d'unicité connaissent au maximum 3 tontes annuelles. Seules les valeurs du site 56 semblent surévaluées par le modèle.

Cependant statistiquement la relation n'est pas significative, la p-value s'élève à 0,0922. La droite de régression détermine 6,6% de la distribution des points.



P-value	R ²	Coefficient de régression	RMSE
0,033	0,107	0,021	2,62

Figure 21 : Résultats statistiques visuels et chiffrés de la régression linéaire entre la prédiction du modèle (LCBD temporel + α SD) et le LCBD In-Situ.

Pour améliorer le modèle, nous avons fait le choix d'ajouter aux sites de l'information sur leur composition interne, à savoir l'indicateur d'alpha-diversité. Visuellement, la relation ne varie que très peu, puisque les valeurs d'alpha diversité sont très faibles. Tout ce qu'on a observé sur la figure 19 (LCBD sans alpha) se retrouve ici.

Mais statistiquement, la relation est significative (p -value = 0,33), indiquant que le LCBD temporel télédétekté (prédiction) associé à l'alpha diversité permet de prédire le degré d'unicité des sites de prairies urbaines. Le R^2 est toutefois assez faible, 0,107. La droite de régression détermine environ 10% de la distribution des points.

Approche multi-dates

A ce moment du projet, nous avons réussi à prédire l'unicité des sites à l'aide de d'indicateurs calculés en télédétection. Bien que l'approche spatio-temporelle effectuée semblait pertinente, permettant de prendre en compte une saison végétative complète. Nous voulions établir une approche date par date pour identifier de potentiels effets de la saisonnalité et du type de gestion sur la relation.

Nous avons donc établi une régression entre le LCBD numérique pour chaque date et le LCBD terrain (figure 21). Permettant de voir quelles images correspondent le mieux aux données terrain, et si des tendances liées aux différents types de gestion ressortaient.

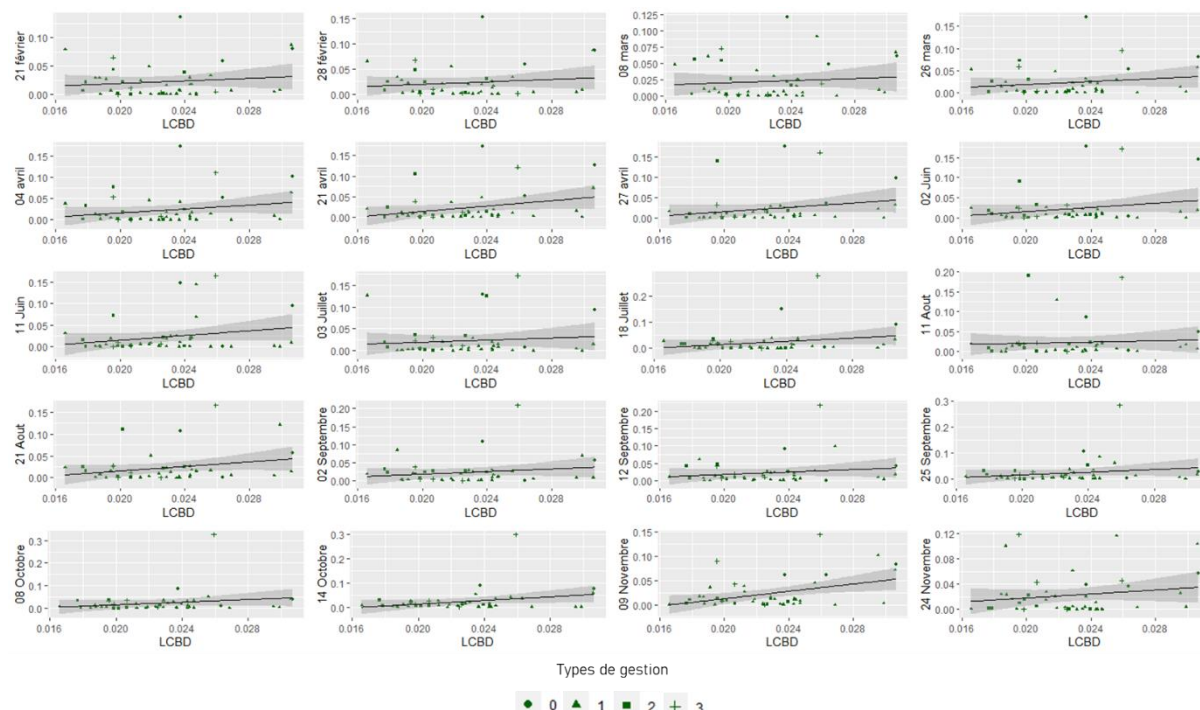


Figure 22 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) pour chaque date et le LCBD In-Situ.

Visuellement, les régressions sont semblables. On retrouve une corrélation très légèrement positive pour chacune des dates. Deux sites sont particulièrement intéressants. Le LCBD du site 56 est largement surévaluée sur les images acquises en hiver ainsi qu'au printemps, les valeurs se rapprochent considérablement de la droite de régression en été-automne avant d'être à nouveau surévaluées au début de l'hiver.

Le site numéro 46, quant à lui, voit ses valeurs de LCBD cohérentes avec la droite de régression du 24 novembre au 08 mars, soit pendant l'hiver, alors qu'elles sont surévaluées tout le reste de l'année.

Concernant les types de gestion, le site 56 n'est pas entretenu, il s'agit d'un terrain laissé en friche. Le site 46 est tondu plus de 8 fois par an.

	févr-21	févr-28	08-mars	mars-26	04-avr	avr-21	avr-27	02-juin	11-juin	03-juil	juil-18	11-août	août-21	02-sept	12-sept	sept-25	08-oct	oct-14	09-nov	nov-24
P-value	0,3987	0,3822	0,5311	0,2605	0,1425	0,053	0,1413	0,1569	0,1289	0,5093	0,1338	0,692	0,0997	0,2734	0,2898	0,2061	0,1859	0,0735	0,0064	0,2757
RMSE	0,0291	0,0307	0,0281	0,0328	0,0347	0,0375	0,0397	0,0409	0,0398	0,04	0,0467	0,0427	0,035	0,0361	0,0365	0,0452	0,049	0,0456	0,0308	0,0316
R ²	0,017	0,0182	0,0094	0,03	0,0505	0,0863	0,0508	0,0471	0,054	0,0104	0,0527	0,0038	0,0632	0,0285	0,0266	0,0378	0,0413	0,0743	0,1639	0,0282
Coefficient	0,0224	0,0224	0,0225	0,0223	0,0222	0,0221	0,0223	0,0223	0,0223	0,0225	0,0224	0,0226	0,0222	0,0224	0,0224	0,0224	0,0224	0,0223	0,0217	0,0223

Tableau 5 : Résultats statistiques chiffrés des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) pour chaque date et le LCBD In-Situ.

Le tableau 5 contient les résultats statistiques des régressions. On y retrouve la P-value permettant de déterminer la significativité de la relation, l'erreur quadratique moyenne

(RMSE) qui correspond à la moyenne des écarts, le coefficient de détermination (R^2) permettant de mesurer l'adéquation entre le modèle et les données observées, et enfin le coefficient directeur de la droite qui correspond à la pente de la droite.

Statistiquement, une seule régression est significative, il s'agit des données de l'image du 09 novembre. On retrouve un RMSE de 0,0308, parmi les plus faibles de la série. Le meilleur R^2 de la série, 0,1639. Ainsi la droite de régression détermine 16% de la distribution des points. Et enfin un coefficient directeur de 0,0217, soit très largement compris dans l'étendue des valeurs de la série.

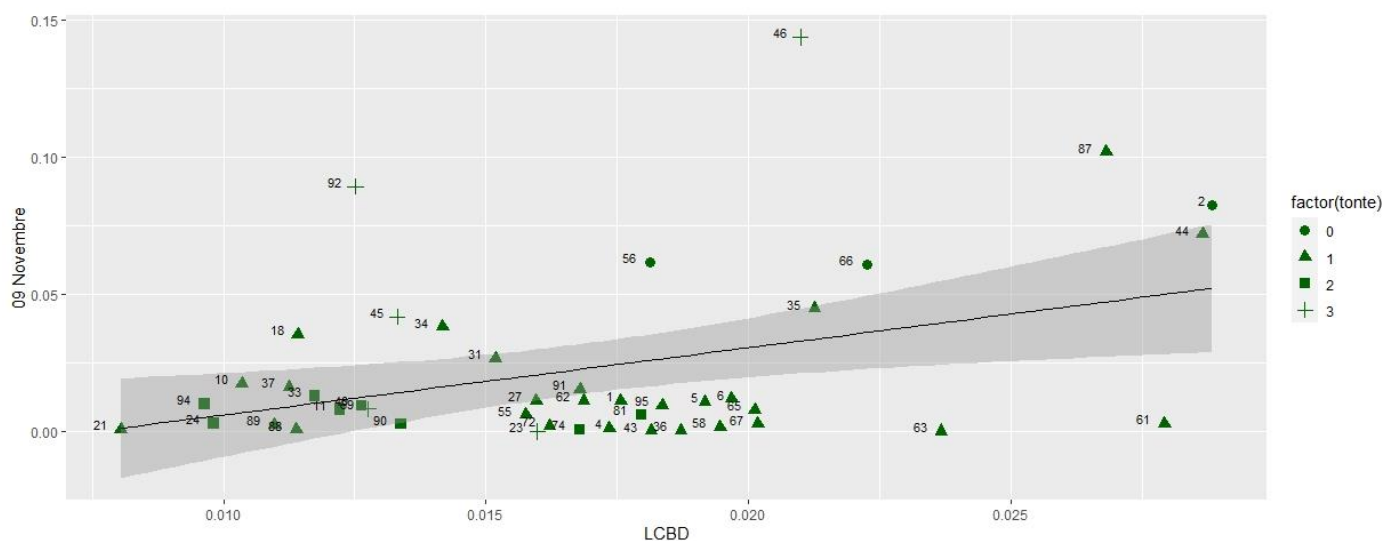


Figure 23 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial) du 09 novembre et le LCBD In-Situ.

Sans l'ajout de l'alpha diversité dans le modèle de régression, le LCBD calculé à partir de l'image du 09 novembre est le seul significatif avec le LCBD terrain. Là où les prairies extensives sont surestimées dans notre approche spatio-temporelle (figure 19). Ce sont les prairies intensives qui sont surestimées par le modèle à la fin de l'automne, notamment les prairies 46 et 92.

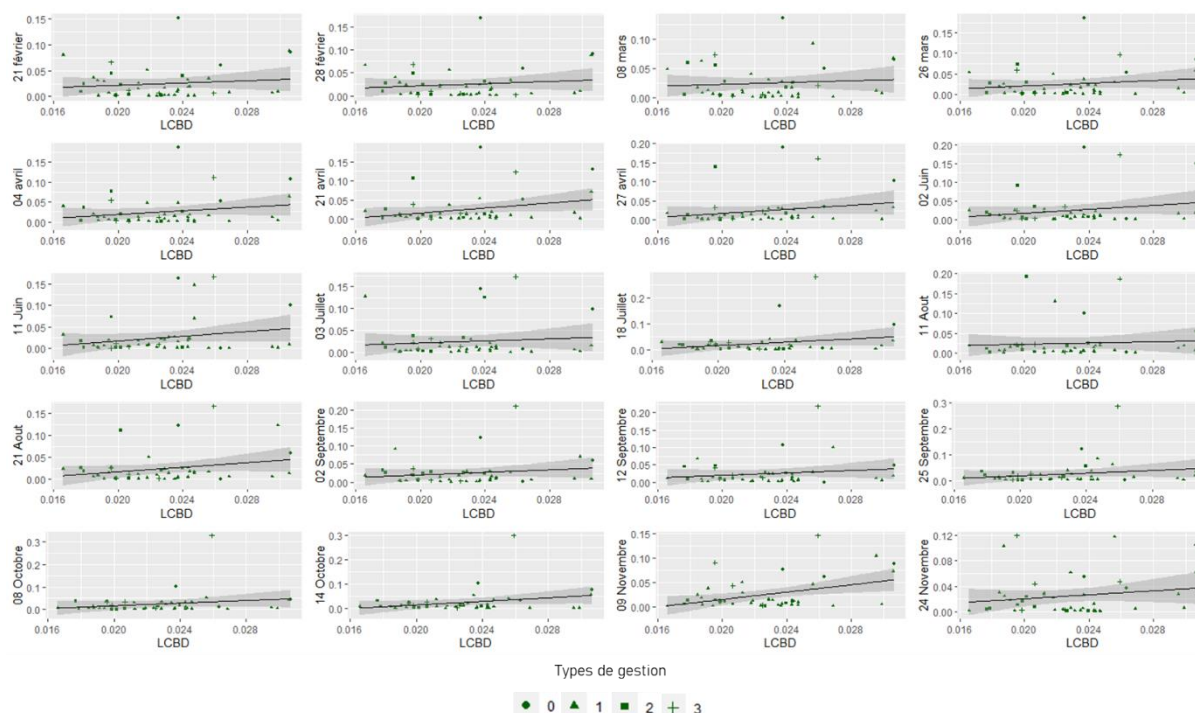


Figure 24 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + aSD) pour chaque date et le LCBD In-Situ.

Visuellement, on retrouve les mêmes informations que sans l' α -diversité, notamment le même comportant des sites 46 et 56.

L'intérêt de cet ajout se capte statistiquement (tableau 6). La régression du 09 novembre est toujours significative, mais avec des performances légèrement meilleures, illustrées par un R^2 supérieur d'environ 1 point, soit 0,1712.

On retrouve une régression significative supplémentaire, celle du 21 avril avec une p-value de 0,0284. On retrouve un RMSE de 0,0389, plus élevé que celui du 09 novembre, ainsi qu'un R^2 moins performant, atteignant 0,1124.

	févr-21	févr-28	08-mars	mars-26	04-avr	avr-21	avr-27	02-juin	11-juin	03-juil	juil-18	11-août	août-21	02-sept	12-sept	sept-25	08-oct	oct-14	09-nov	nov-24
P-value	0,3415	0,3008	0,4894	0,1906	0,0889	0,0284	0,1017	0,1033	0,1043	0,4814	0,1165	0,687	0,092	0,238	0,2726	0,2013	0,1847	0,0709	0,0059	0,2823
RMSE	0,0303	0,0321	0,0291	0,0341	0,0361	0,0389	0,0409	0,0423	0,0407	0,0408	0,0475	0,0431	0,0357	0,0371	0,0372	0,0457	0,0494	0,0461	0,0314	0,0318
R^2	0,0227	0,0267	0,0123	0,042	0,0695	0,1124	0,0646	0,064	0,0636	0,0128	0,0596	0,0046	0,0683	0,0344	0,0299	0,0401	0,0431	0,078	0,1712	0,0287
Coefficient	0,0225	0,0226	0,0226	0,0225	0,0225	0,0225	0,0226	0,0226	0,0225	0,0226	0,0226	0,0227	0,0224	0,0225	0,0225	0,0225	0,0225	0,0224	0,022	0,0224

Tableau 6 : Résultats statistiques chiffrés des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + aSD) pour chaque date et le LCBD In-Situ.

Les figures 24 et 25 présentent les relations significatives après ajout de l'information aSD. La régression du 09 novembre n'a pas bougé.

La relation du 21 avril est différente, on retrouve toujours le site 46 qui est légèrement surestimé par le modèle, mais il s'agit surtout de la prairie 56 (extensive) qui est surestimée. En réalité, le fait d'avoir une relation du milieu du printemps et une de la fin de l'automne

étant significatives avec des données In-Situ relevées au printemps ne nous donne pas beaucoup d'éléments de compréhension.

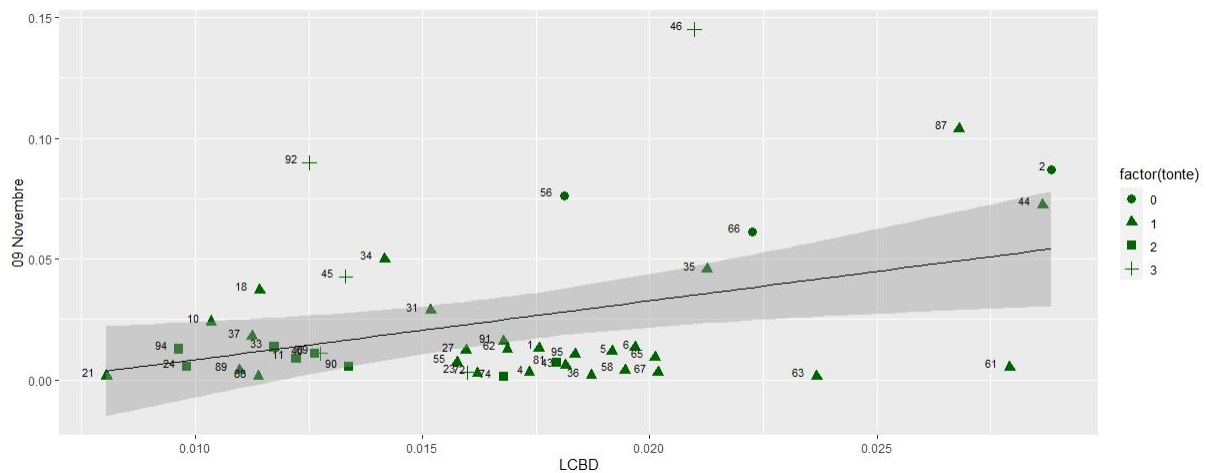


Figure 25 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) du 09 novembre et le LCBD In-Situ.

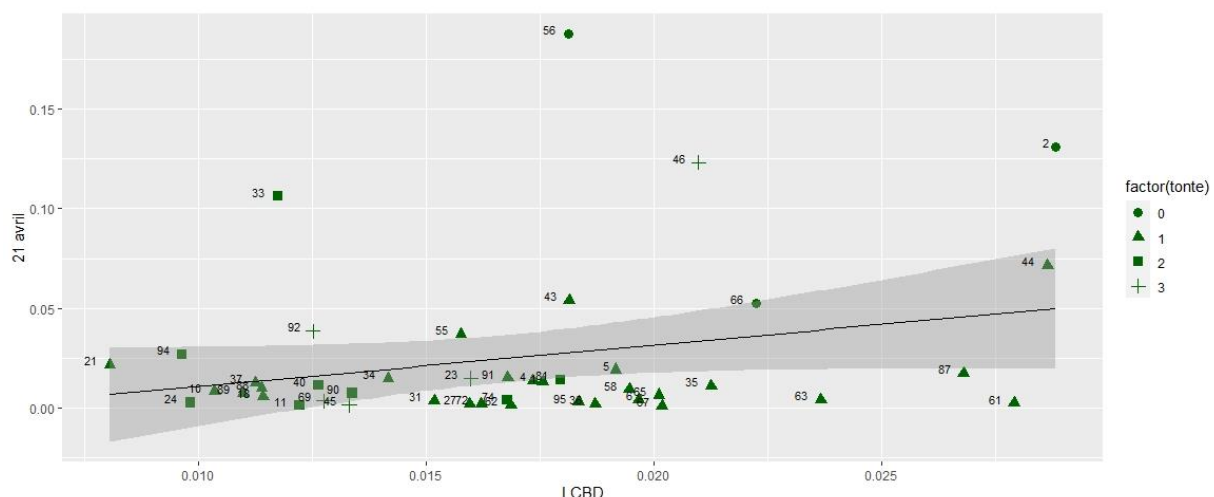


Figure 26 : Résultats statistiques visuels des régressions linéaires entre la prédiction du modèle (LCBD spatial + α SD) du 21 avril et le LCBD In-Situ.

Quant à la figure 26, elle présente les résultats spatiaux du modèle de prédiction établi avec le LCBD spatio-temporel ajouté à l'Alpha diversité.

Les valeurs sont comprises entre 0,54 et 7,98, plus la valeur augmente, plus les sites sont considérés comme uniques et divers d'un point de vue spécifique par le modèle.

Le site unique et divers est le site 56 situé au cœur de la commune de Strasbourg. Alors que les sites les moins uniques sont plus nombreux et se situent plus aléatoirement dans l'Eurométropole de Strasbourg.

Le cœur de la ville de Strasbourg compte de nombreux sites estimés comme uniques et divers par le modèle.

Cependant, nous n'avons pas identifié de gradient spatial particulier.

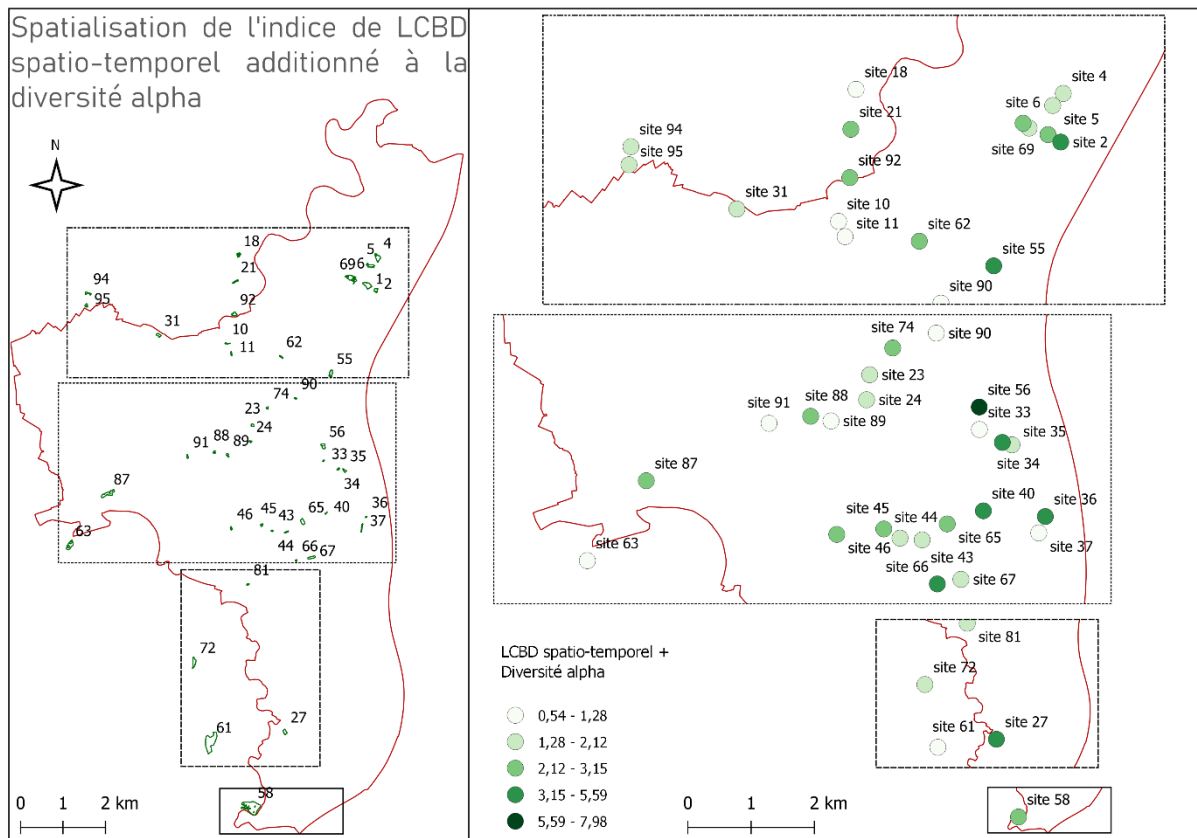


Figure 27 : Carte des résultats du modèle de prédiction (LCBD spatio-temporel + Alpha Diversité) sur les sites étudiés de la commune de Strasbourg. Maxime Pujeaut, 2022.

XII. Discussion

16. Evaluation de la qualité des images à l'aide des métadonnées

Les images ont été préalablement triées pour avoir moins de 1% de couverture nuageuse, le choix des paramètres à retenir lors de cette étape était donc assez évident. Parmi les paramètres de métadonnées disponibles, l'Angle de vue du satellite, l'angle d'élévation du soleil, les azimuts du satellite et du soleil se sont avérés être les seuls pertinents. Les autres paramètres étaient à titre indicatif comme la résolution spatiale des images ou bien non numériques comme le type d'images (OrthoTile).

Faisant l'hypothèse que les quatre paramètres retenus impactaient la qualité de l'image, notamment que la surbrillance et les ombres portées augmentaient de façon croissante avec l'ouverture d'angle de vue du satellite, ou encore qu'un faible angle d'élévation du soleil impliquerait des ombres portées. Nous avons choisi comme variables la variance et l'indice d'asymétrie. La variance indiquant la présence de valeurs extrêmes, et l'indice d'asymétrie indiquant s'il s'agit d'ombres portées (asymétrie négative) ou de surbrillance (asymétrie positive).

a- Analyse globale de la variance et de l'asymétrie

L'analyse de variance n'indique pas une présence importante de valeurs anormalement élevées. Dans le PIR et le Rouge, la valeur maximum indique la présence de valeurs extrêmes. Cependant, en analysant la médiane et la moyenne, on comprend que la moyenne est surestimée par quelques valeurs extrêmes puisque la médiane est inférieure à la moyenne, les valeurs extrêmes ne semblent donc pas en surnombre. Quant à lui, le NDVI présente de très faibles valeurs de variance, ainsi ne laisse pas présager d'images « anormales ».

	Variance			Skewness		
	PIR	Rouge	NDVI	PIR	Rouge	NDVI
Min	87323,75	11586,93	0,01	-0,67	-0,32	-2,77
Max	3051898	2270968	0,03	1,11	3,92	-0,01
Mean	382156,2	115297,1	0,01	-0,06	1,8	-1,13
Median	251865,5	24993,21	0,01	-0,15	2,15	-0,98

L'indice d'asymétrie indique une balance très neutre dans le PIR, des valeurs tirant vers la surbrillance dans la bande du rouge et enfin un histogramme légèrement décalé sur la gauche pour le NDVI.

b- Régressions linéaires

Les régressions établies entre les paramètres et les variables pour chaque bande nous ont permis d'identifier plusieurs choses.

Aucune régression n'est significative avec la variance dans aucune des bandes puisque toutes les distributions de variance sont perturbées par les valeurs d'une date, le 18 mars. On retrouve les valeurs du 18 mars sur chaque graphique de variance, ce qui perturbe la distribution dans toutes les bandes.

En revanche, les relations avec l'indice d'asymétrie sont pertinentes. On retrouve 3 régressions significatives, une dans chaque bande, dont deux avec l'élévation du soleil et une avec l'angle de vue.

La relation entre l'angle de vue du satellite et l'asymétrie dans le proche infrarouge est positive avec 2.22 unités d'angle de vue pour chaque unité d'asymétrie dans le PIR. L'indice d'asymétrie dans le PIR varie de -0,67 à + 1,11. Dans notre jeu de données, un angle de vue du satellite proche de 0 implique des ombres portées alors qu'un angle de vue proche de 5 implique de la surbrillance.

La régression significative entre l'élévation du soleil et l'asymétrie dans le rouge est positive, avec 7.87 unités d'élévation du soleil pour chaque unité d'asymétrie rouge. L'asymétrie dans la bande du rouge est positive, ainsi plus l'angle d'élévation augmente lors de l'acquisition des images, plus on retrouve de surbrillance. De plus, la bande du rouge est réputée pour représenter les surfaces artificielles, notamment pour faire le contraste avec le proche infrarouge dans l'indice de NDVI (Gastellu-Etchegorry, Adragna, et Kerr 2000). Donc plus l'angle d'élévation du soleil, plus les surfaces artificielles réfléchissent et engendrent de la surbrillance.

La relation entre l'angle d'élévation du soleil et l'asymétrie dans le NDVI fonctionne à l'inverse. On a une perte de 10,3 unités d'élévation du soleil pour chaque unité d'asymétrie dans le NDVI.

c- Choix des images anormales

Cette étape nous a permis de comprendre qu'il existait de l'asymétrie dans les trois bandes testées. A partir de là l'idée était d'identifier les images contenant des valeurs « anormales » pour les supprimer. Une de nos pistes était de faire un lissage des valeurs, mais nous disposions d'assez d'images et d'une bonne représentation de la saison végétative même après évaluation des images anormales.

A l'aide des courbes de loess et de l'écart-type, nous avons décelé 5 images pour lesquelles la distribution des valeurs était anormale, dont le 18 mars qui faisait défaut dans la distribution des valeurs de variance.

17. Contribution des différents indicateurs de β SD

La contribution des différents indicateurs à la β SD ne correspondent pas parfaitement à nos attentes. Selon Rossi et al. (2021) Les différences phénologiques dans les caractéristiques spectrales augmentent le β SDT et donc le β SD. Alors qu'au contraire, les

événements de gestion (comme la fauche) qui se produisent de manière hétérogène dans l'espace et le temps maintiennent les caractéristiques spectrales moyennes dans l'espace presque uniformes au fil du temps, ce qui réduit le β SDT.

Dans notre cas, la dimension temporelle est la plus importante peu importe le nombre de tontes, mais surtout la β SD est plus élevée pour les sites en gestion intensive (Plus de 8 tontes annuelles) que pour les prairies en gestion modérée (4 à 7 tontes par an). Dans notre cas, la saisonnalité semble avoir un impact particulier sur la β SD globale peu importe le type de gestion.

La variabilité spatiale (β SDS) devrait être plus élevée lors d'une gestion extensive (Type 0) que lors d'une gestion intensive (type 3) (Rossi et al. 2021). C'est bien le cas en valeur brute, la valeur de β SDS est plus élevée dans les sites extensifs qu'intensifs. Mais en proportion, la composante spatiale est plus contributive dans les sites intensifs.

Quant au β SDTS, il est sensible à l'hétérogénéité de la gestion, notamment aux réarrangements des caractéristiques spectrales. Naturellement, il peut être plus impactant dans des prairies soumises à la tonte. Or le type de gestion pour lequel le β SDTS explique le moins le β SD global est le plus intensif.

18. Prédiction de la diversité spécifique par l'indice d'unicité de LCBD

L'intérêt d'intégrer un indicateur comme la contribution locale à la Beta Diversité est qu'il se base sur la composante spatiale de la β SD, ainsi il peut être calculé à partir de données terrain, notamment avec une matrice de dissimilarité de Bray Curtis, ou encore à partir d'images satellitaires. Nous avons choisi cet indicateur puisque nous disposons d'un LCBD calculé à partir de données In-Situ, pour établir un modèle de prédiction de l'unicité des sites.

a- Approche spatio-temporelle

Le premier test de prédiction effectué à l'aide du LCBD temporel (Somme du LCBD de la série temporelle pour chaque site) n'est pas significatif (figure 19), la p-value s'élève à 0,09 et le R^2 à 0,066.

Le LCBD étant calculé de notre côté à partir de la dimension spatiale de la β SD, nous avons eu l'idée d'ajouter au modèle de l'information inhérente à la diversité interne de chaque site, l'Alpha Diversité (α SD). Notre modèle de prédiction était significatif à partir de ce moment, avec une p-value de 0,033 et une droite de régression détermine 10,7% de la distribution des points (R^2). (Figure 20)

Les performances du modèle sont faibles mais il est significatif, nous avons plusieurs pistes d'amélioration du modèle que nous n'avons pas eu le temps de tester. Déjà, les images PlanetScope, même avec la qualité de produit 3A dont nous disposons, bénéficie d'une correction radiométrique ne corrigeant pas les effets de brume et de cirrus fins ni les

lumières parasites et les effets de contiguïté, prenant en compte un type d'aérosol unique et global et ne prenant pas en compte les effets BRDF.

L'axe principal d'amélioration que nous avons identifié correspond à la taille des communautés considérée. En effet, là où Rossi et al. (2021) ont considéré les communautés comme des groupements de pixels à l'intérieur de chaque prairie, nous avons considéré chaque site intégral comme une communauté.

Dans notre cas, nous comparons un indice calculé numériquement à l'échelle intégrale de chaque prairie, à un indice calculé à partir de mesures de terrain faites sur 15 quadrats de 1m² par site retenu. En utilisant uniquement les pixels intersectant avec ces quadrats, nous améliorerions grandement les performances du modèle.

L'information de gestion des sites n'apporte pas beaucoup d'éléments de discussion sur les sites de l'Eurométropole de Strasbourg dans notre étude. Hormis la prairie 56 (Aucune tonte annuelle) donc la valeur d'unicité et de diversité est surestimée par le modèle, nous n'avons pas identifié de type de gestion entièrement sur ou sous-estimé par le modèle. Bien qu'évidemment les sites uniques et diversifiés sont des sites subissant au maximum 3 tontes par an, dans les données In-Situ comme dans le modèle.

b- Approche multi-dates

Nous avons établi cette approche multi-dates dans le but d'obtenir plus d'informations sur l'importance de la phénologie et du type de gestion dans notre étude.

Premièrement, avant l'ajout de l'Alpha Diversité dans le modèle, la prédiction du modèle mono-date n'a donné qu'une relation significative avec les valeurs In-Situ, celle du 09 Novembre avec une droite de régression détermine 16,4% de la distribution des points (R^2). Ce qui indique que les valeurs In-Situ se rapprochent plus de valeurs d'unicité de la fin d'automne dans notre modèle alors que les relevés ont été faits au printemps.

Or, une fois que nous avons ajouté l'information de diversité interne à chaque site (α SD), une seconde date de notre modèle est significative avec les données In-Situ, celle du 21 avril. Notre modèle est donc significatif avec les données In-Situ pour les dates du 21 avril et du 09 novembre, ce que nous avons eu du mal à expliquer.

Concernant l'information de gestion, deux sites ont été principalement par le modèle. Le site 56 (Aucune tonte annuelle) est surestimé par le modèle au printemps (21 avril), alors que le site 46 (Plus de 8 tontes par an) est surestimé à la fin de l'automne (09 novembre). Toutefois le fait qu'ils soient les deux seuls à avoir été fortement surestimés par le modèle ne nous permet pas de conclure que les sites fortement gérés sont surestimés en automne, ni que les sites extensifs sont surestimés par notre modèle au printemps.

XIII. Conclusion

Notre étude s'est ainsi articulée en trois principales étapes.

La première, très opérationnelle, a abouti à une numérisation de 45 sites de prairies urbaines de l'Eurométropole de Strasbourg exempts d'ombres portées, d'arbres ou de surfaces artificielles selon l'orthophotographie GéoGrandEst de 2018. Au sein de ces 45 sites ont été numérisés les quadrats de 1m*1m (15 quadrats par site), soit 675 quadrats dans lesquels ont été faits des relevés terrains et qui, nous l'espérons, faciliterons les prochaines études menées par les écologues du projet Evolville en partenariat avec le laboratoire LIVE.

Le protocole d'étude de qualité des images PlanetScope à partir des métadonnées, établi dans la seconde étape nous a permis d'identifier que les paramètres d'angle d'élévation du soleil et d'angle de vue du satellite influent sur la qualité des images. Notamment sur les phénomènes de surbrillance et d'ombres portées que nous avons pu identifier à l'aide des variables de variance et d'asymétrie. A l'issue de cette étape, nous avons pu déterminer 5 dates parmi les 25 dont nous disposions comme anormales, touchées soit par de la surbrillance, soit par des ombres portées. Par souci de temps, et puisque ça n'impactait pas lourdement l'exhaustivité de notre série temporelle, nous avons décidé de les supprimer pour la suite.

Enfin, la troisième et dernière étape a consisté en le calcul des composantes de la Beta Diversité (β SD), soit la composante spatiale (β SDS), la composante temporelle (β SDT), et l'interaction entre les deux (BSDTS), de l'analyse des contributions de chacune de ces composantes. Mais aussi du calcul de l'indicateur d'unicité d'un site selon sa composition en espèces, le LCBd (local contribution to Beta Diversité) et son utilisation comme modèle de prédiction de la diversité et de l'unicité des sites mesurée à partir de données terrain.

Nous avons pu conclure que parmi nos données, la β SD était principalement expliquée par la composante temporelle, peu importe le type de gestion considéré.

Nous avons aussi réussi à établir un modèle de prédiction fonctionnel à l'aide du calcul de LCBd temporel additionné à l'information de diversité spécifique interne à chaque site, l'alpha diversité. Un couplage d'indicateurs permet donc de prédire le degré d'unicité et la diversité spécifique des sites de prairie urbaine.

Nous espérons que les résultats de ce projet permettront d'améliorer le suivi de la diversité spécifique dans les prairies urbaines, notamment dans l'Eurométropole de Strasbourg avec le projet Evolville. Notamment à l'aide des quelques pistes d'amélioration que nous avons identifiées comme la correction radiométrique des images, l'extraction des pixels autour des quadrats terrains ou encore l'utilisation d'images drones à meilleure résolution spatiale (15 centimètres).

XIV. Bibliographie

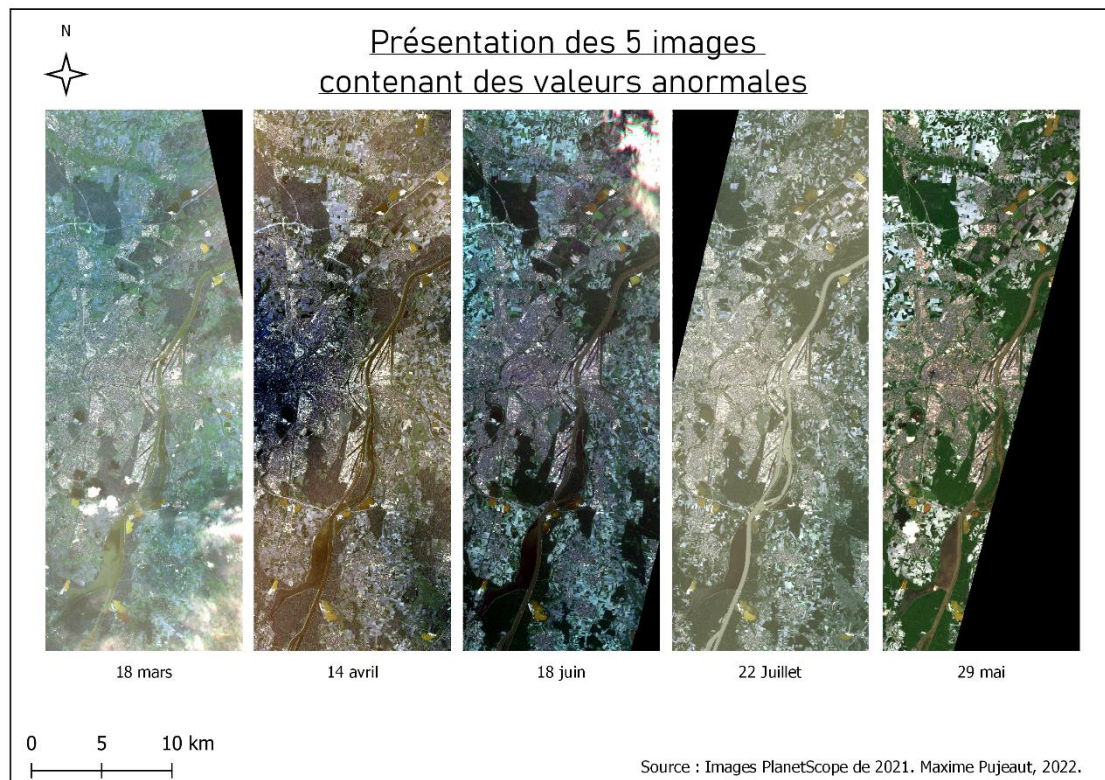
- Adeline, K.R.M., M. Chen, X. Briottet, S.K. Pang, et N. Paparoditis. 2013. « Shadow Detection in Very High Spatial Resolution Aerial Images: A Comparative Study ». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 80 (juin): 21-38. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.02.003>.
- Barnosky, Anthony D., Nicholas Matzke, Susumu Tomiya, Guinevere O. U. Wogan, Brian Swartz, Tiago B. Quental, Charles Marshall, et al. 2011. « Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived? » *Nature* 471 (7336): 51-57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>.
- Bertram, Christine, et Katrin Rehdanz. 2015. « The Role of Urban Green Space for Human Well-Being ». *Ecological Economics* 120 (décembre): 139-52. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.013>.
- Blanchart, Anne, Geoffroy Sere, Johan Cherel, Gilles Warot, Marie Stas, Jean Noël Consales, et Christophe Schwartz. 2018. « Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain – une revue ». *Environnement urbain* 11 (septembre). <https://doi.org/10.7202/1050486ar>.
- Bowler, Diana E, Lisette M Buyung-Ali, Teri M Knight, et Andrew S Pullin. 2010. « A Systematic Review of Evidence for the Added Benefits to Health of Exposure to Natural Environments ». *BMC Public Health* 10 (1): 456. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-456>.
- Carlson, Bradley Z, Monica C Corona, Cédric Dentant, Richard Bonet, Wilfried Thuiller, et Philippe Choler. 2017. « Observed Long-Term Greening of Alpine Vegetation—a Case Study in the French Alps ». *Environmental Research Letters* 12 (11): 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 (12): 3885-97. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3885-2015>.
- Chollet, Simon, Charlotte Brabant, Samson Tessier, et Vincent Jung. 2018. « From Urban Lawns to Urban Meadows: Reduction of Mowing Frequency Increases Plant Taxonomic, Functional and Phylogenetic Diversity ». *Landscape and Urban Planning* 180 (décembre): 121-24. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009>.
- Corona-Lozada, M.C., S. Morin, et P. Choler. 2019. « Drought Offsets the Positive Effect of Summer Heat Waves on the Canopy Greenness of Mountain Grasslands ». *Agricultural and Forest Meteorology* 276-277 (octobre): 107617. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107617>.
- Dare, Paul M. 2005. « Shadow Analysis in High-Resolution Satellite Imagery of Urban Areas ». *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 71 (2): 169-77. <https://doi.org/10.14358/PERS.71.2.169>.
- Dubois, Raphaëlle. s. d. « conservation dans les milieux humides lacustres », 99.
- . s. d. « conservation dans les milieux humides lacustres », 99.
- Fleyeh, Hasan, et Al-Hasanat R. M. Bin Mumtaz. 2011. « Adaptive Shadow and Highlight Invariant Colour Segmentation for Traffic Sign Recognition Based on Kohonen SOM ». *Journal of Intelligent Systems* 20 (1). <https://doi.org/10.1515/jisys.2011.002>.
- Gang, Chengcheng, Wei Zhao, Ting Zhao, Yi Zhang, Xuerui Gao, et Zhongming Wen. 2018. « The Impacts of Land Conversion and Management Measures on the Grassland Net Primary Productivity over the Loess Plateau, Northern China ». *Science of The Total Environment* 645 (décembre): 827-36. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.161>.
- Gossner, Martin M., Thomas M. Lewinsohn, Tiemo Kahl, Fabrice Grassein, Steffen Boch, Daniel Prati, Klaus Birkhofer, et al. 2016. « Land-Use Intensification Causes Multitrophic Homogenization of

- Grassland Communities ». *Nature* 540 (7632): 266-69. <https://doi.org/10.1038/nature20575>.
- Hill, Michael J. 2013. « Vegetation Index Suites as Indicators of Vegetation State in Grassland and Savanna: An Analysis with Simulated SENTINEL 2 Data for a North American Transect ». *Remote Sensing of Environment* 137 (octobre): 94-111. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.06.004>.
- Hitchmough, James, et Marcus de la Fleur. 2006. « Establishing North American Prairie Vegetation in Urban Parks in Northern England: Effect of Management and Soil Type on Long-Term Community Development ». *Landscape and Urban Planning* 78 (4): 386-97. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.11.005>.
- Huang, H., et D.P. Roy. 2021. « Characterization of Planetscope-0 Planetscope-1 Surface Reflectance and Normalized Difference Vegetation Index Continuity ». *Science of Remote Sensing* 3 (juin): 100014. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2021.100014>.
- Huang, Lin, Wei Xue, et Tomáš Herben. 2019. « Temporal Niche Differentiation among Species Changes with Habitat Productivity and Light Conditions ». Édité par Stephen Roxburgh. *Journal of Vegetation Science* 30 (3): 438-47. <https://doi.org/10.1111/jvs.12741>.
- Humbert, Jean-Yves, Jérôme Pellet, Pierrick Buri, et Raphaël Arlettaz. 2012. « Does Delaying the First Mowing Date Benefit Biodiversity in Meadowland? » *Environmental Evidence* 1 (1): 9. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>.
- Immitzer, Markus, Clement Atzberger, et Tatjana Koukal. 2012. « Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data ». *Remote Sensing* 4 (9): 2661-93. <https://doi.org/10.3390/rs4092661>.
- Kabisch, Nadja, et Dagmar Haase. 2011. « Diversifying European Agglomerations: Evidence of Urban Population Trends for the 21st Century: Diversifying European Agglomerations ». *Population, Space and Place* 17 (3): 236-53. <https://doi.org/10.1002/psp.600>.
- Kaplan, Rachel. 2001. « The Nature of the View from Home: Psychological Benefits ». *Environment and Behavior* 33 (4): 507-42. <https://doi.org/10.1177/00139160121973115>.
- Klaus, Valentin H. 2013. « Urban Grassland Restoration: A Neglected Opportunity for Biodiversity Conservation: Urban Grassland Restoration ». *Restoration Ecology* 21 (6): 665-69. <https://doi.org/10.1111/rec.12051>.
- Kong, Weiping, Wenjiang Huang, Xianfeng Zhou, Xiaoyu Song, et Raffaele Casa. 2016. « Estimation of Carotenoid Content at the Canopy Scale Using the Carotenoid Triangle Ratio Index from *in Situ* and Simulated Hyperspectral Data ». *Journal of Applied Remote Sensing* 10 (2): 026035. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.10.026035>.
- Laliberté, Etienne, Anna K. Schweiger, et Pierre Legendre. 2020. « Partitioning Plant Spectral Diversity into Alpha and Beta Components ». Édité par Fangliang He. *Ecology Letters* 23 (2): 370-80. <https://doi.org/10.1111/ele.13429>.
- Lu, Bing, et Yuhong He. 2017. « Species Classification Using Unmanned Aerial Vehicle (UAV)-Acquired High Spatial Resolution Imagery in a Heterogeneous Grassland ». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 128 (juin): 73-85. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.03.011>.
- Mehdi, Lotfi, Christiane Weber, Francesca Di Pietro, et Wissal Selmi. 2012. « Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert à la trame verte ». *VertigO*, n° Volume 12 Numéro 2 (septembre). <https://doi.org/10.4000/vertigo.12670>.
- Nagase, Ayako, et Nigel Dunnett. 2010. « Drought Tolerance in Different Vegetation Types for Extensive Green Roofs: Effects of Watering and Diversity ». *Landscape and Urban Planning* 97 (4): 318-27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>.

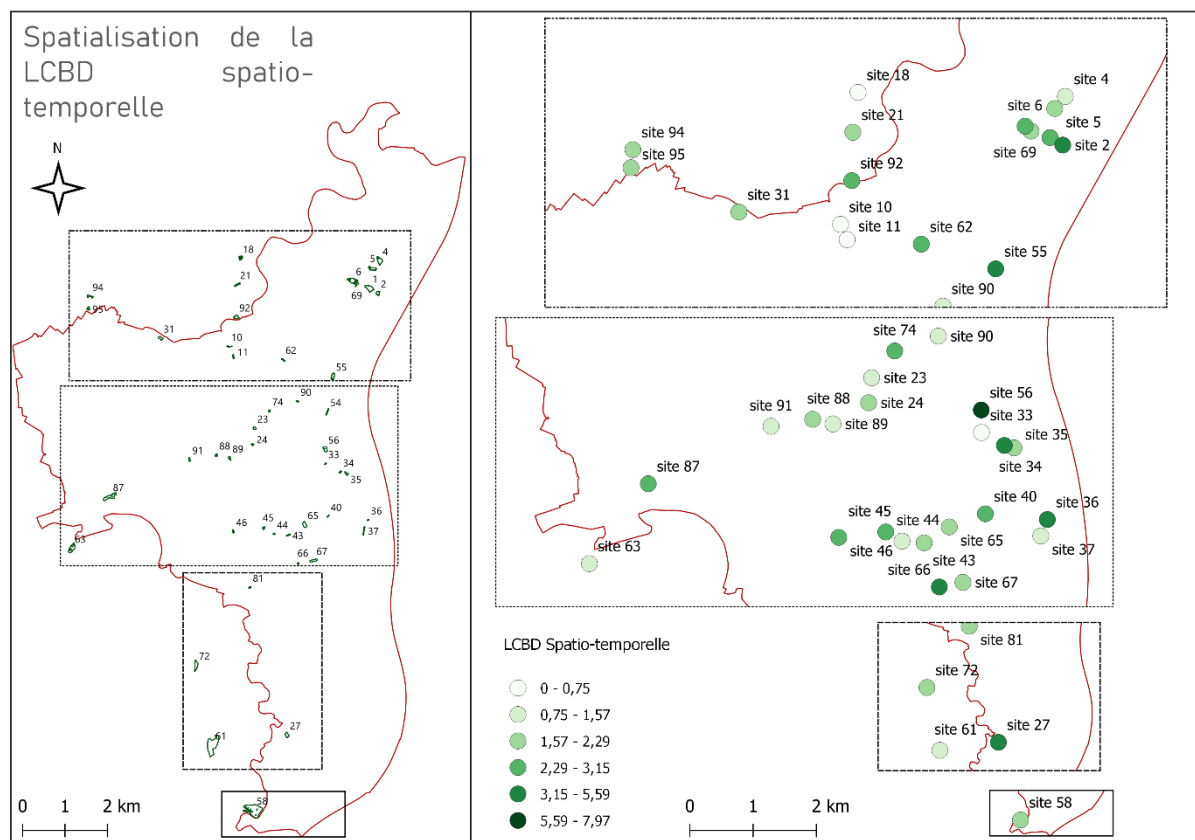
- Oijen, Marcel van, Gianni Bellocchi, et Mats Höglind. 2018. « Effects of Climate Change on Grassland Biodiversity and Productivity: The Need for a Diversity of Models ». *Agronomy* 8 (2): 14. <https://doi.org/10.3390/agronomy8020014>.
- Onandia, Gabriela, Conrad Schittko, Masahiro Ryo, Maud Bernard-Verdier, Tina Heger, Jasmin Joshi, Ingo Kowarik, et Arthur Gessler. 2019. « Ecosystem Functioning in Urban Grasslands: The Role of Biodiversity, Plant Invasions and Urbanization ». Édité par Luitgard Schwendenmann. *PLoS ONE* 14 (11): e0225438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225438>.
- Petit, T, G Martel, et S Couvreur. s. d. « Le maintien de la prairie dans les exploitations laitières est compatible avec le développement urbain : cas de l'agglomération de Rennes », 15.
- Plantureux, S, A Peeters, et D McCracken. s. d. « Biodiversity in Intensive Grasslands: Effect of Management, Improvement and Challenges », 13.
- Proença, Vânia, Laura Jane Martin, Henrique Miguel Pereira, Miguel Fernandez, Louise McRae, Jayne Belnap, Monika Böhm, et al. 2017. « Global Biodiversity Monitoring: From Data Sources to Essential Biodiversity Variables ». *Biological Conservation* 213 (septembre): 256-63. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.014>.
- Rocchini, Duccio, Sandra Luque, et Sandra Pettorelli. 2017. « Measuring B-diversity by remote sensing: A challenge for biodiversity monitoring », novembre, 12. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12941>.
- Rocchini, Duccio, Matteo Marcantonio, et Carlo Ricotta. 2017. « Measuring Rao's Q Diversity Index from Remote Sensing: An Open Source Solution ». *Ecological Indicators* 72 (janvier): 234-38. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.039>.
- Rossi, Christian, Mathias Kneubühler, Martin Schütz, Michael E. Schaepman, Rudolf M. Haller, et Anita C. Risch. 2021. « Remote Sensing of Spectral Diversity: A New Methodological Approach to Account for Spatio-Temporal Dissimilarities between Plant Communities ». *Ecological Indicators* 130 (novembre): 108106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108106>.
- Roy, D.P., H.K. Zhang, J. Ju, J.L. Gomez-Dans, P.E. Lewis, C.B. Schaaf, Q. Sun, J. Li, H. Huang, et V. Kovalsky. 2016. « A General Method to Normalize Landsat Reflectance Data to Nadir BRDF Adjusted Reflectance ». *Remote Sensing of Environment* 176 (avril): 255-71. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.023>.
- Sauchyn, Dave, et Suren Kulshreshtha. s. d. « Prairies ». In , 54.
- Schaaf, Crystal B, Feng Gao, Alan H Strahler, Wolfgang Lucht, Xiaowen Li, Trevor Tsang, Nicholas C Strugnell, et al. 2002. « First Operational BRDF, Albedo Nadir Reflectance Products from MODIS ». *Remote Sensing of Environment* 83 (1-2): 135-48. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00091-3).
- Schaepman-Strub, G., M.E. Schaepman, T.H. Painter, S. Dangel, et J.V. Martonchik. 2006. « Reflectance Quantities in Optical Remote Sensing—Definitions and Case Studies ». *Remote Sensing of Environment* 103 (1): 27-42. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.002>.
- Selmi, Wissal, Christiane Weber, et Lotfi Mehdi. 2013. « Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains ». *VertigO*, n° Volume 13 Numéro 2 (octobre). <https://doi.org/10.4000/vertigo.14133>.
- Socher, Stephanie A., Daniel Prati, et Steffen. 2012. « Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness », 9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>.
- Thompson, Grant L. 2014. « Applying biodiversity and ecosystem functioning theory to urban grassland management », 78.
- Thompson, Grant L., et Jenny Kao-Kniffin. 2019. « Urban Grassland Management Implications for Soil C

- and N Dynamics: A Microbial Perspective ». *Frontiers in Ecology and Evolution* 7 (août): 315. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00315>.
- Tzoulas, Konstantinos, Kalevi Korpela, Stephen Venn, Vesa Yli-Pelkonen, Aleksandra Kaźmierczak, Jari Niemela, et Philip James. 2007. « Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas Using Green Infrastructure: A Literature Review ». *Landscape and Urban Planning* 81 (3): 167-78. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>.
- Umberto Morra di Cella, Roberto Colombo. 2011. « Phenological Monitoring of Grassland and Larch in the Alps from Terra and Aqua MODIS Images ». *Italian Journal of Remote Sensing*, octobre, 83-96. <https://doi.org/10.5721/ItJRS20114336>.
- Zechmeister, H.G, I Schmitzberger, B Steurer, J Peterseil, et T Wrbka. 2003. « The Influence of Land-Use Practices and Economics on Plant Species Richness in Meadows ». *Biological Conservation* 114 (2): 165-77. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00020-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00020-X).
- Zhang, Hankui K., David P. Roy, et Valeriy Kovalsky. 2016. « Optimal Solar Geometry Definition for Global Long-Term Landsat Time-Series Bidirectional Reflectance Normalization ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 54 (3): 1410-18. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2015.2480684>.
- . 2018. « Correction to "Optimal Solar Geometry Definition for Global Long-Term Landsat Time-Series Bidirectional Reflectance Normalization" [Mar 16 1410-1418] ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 56 (6): 3624-3624. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2018.2827478>.
- Zhang, Hankui K., David P. Roy, Lin Yan, Zhongbin Li, Haiyan Huang, Eric Vermote, Sergii Skakun, et Jean-Claude Roger. 2018. « Characterization of Sentinel-2A and Landsat-8 Top of Atmosphere, Surface, and Nadir BRDF Adjusted Reflectance and NDVI Differences ». *Remote Sensing of Environment* 215 (septembre): 482-94. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.031>.
- Zhang, H.K., et D.P. Roy. 2016. « Landsat 5 Thematic Mapper Reflectance and NDVI 27-Year Time Series Inconsistencies Due to Satellite Orbit Change ». *Remote Sensing of Environment* 186 (décembre): 217-33. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.022>.

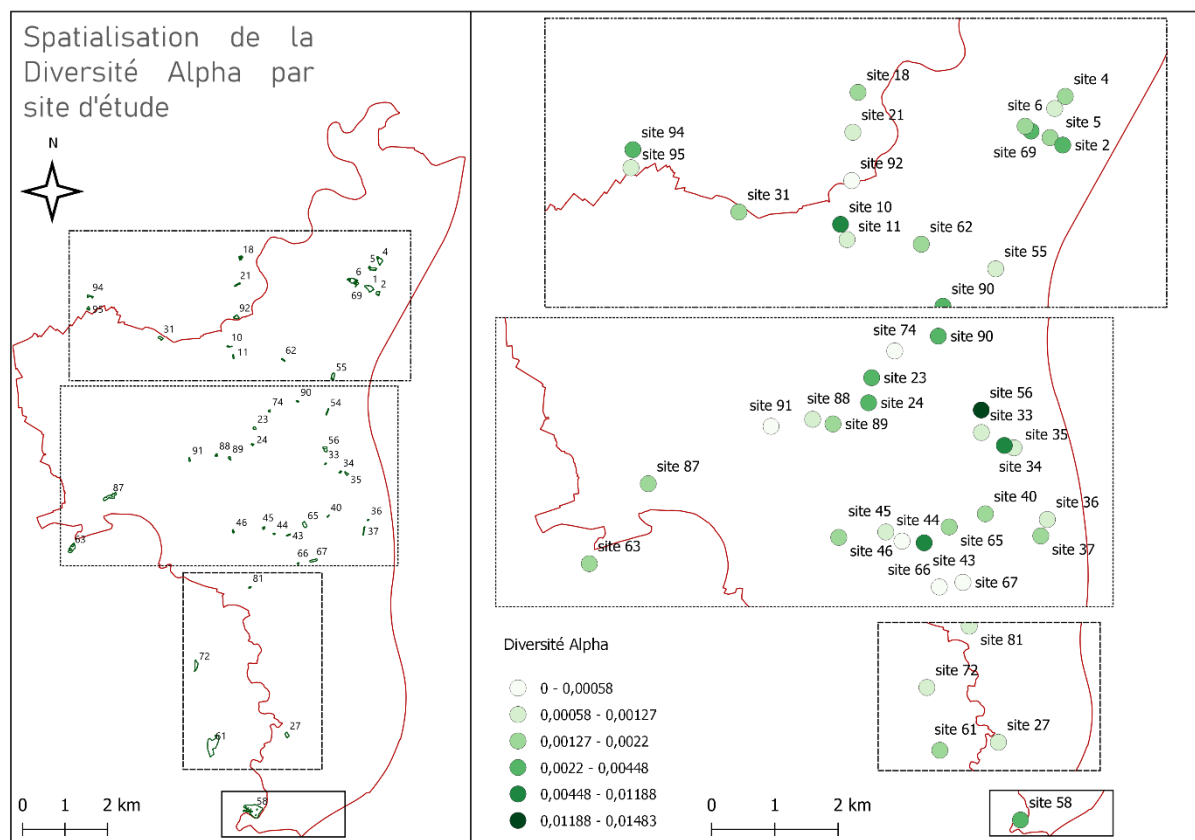
XV. Annexes



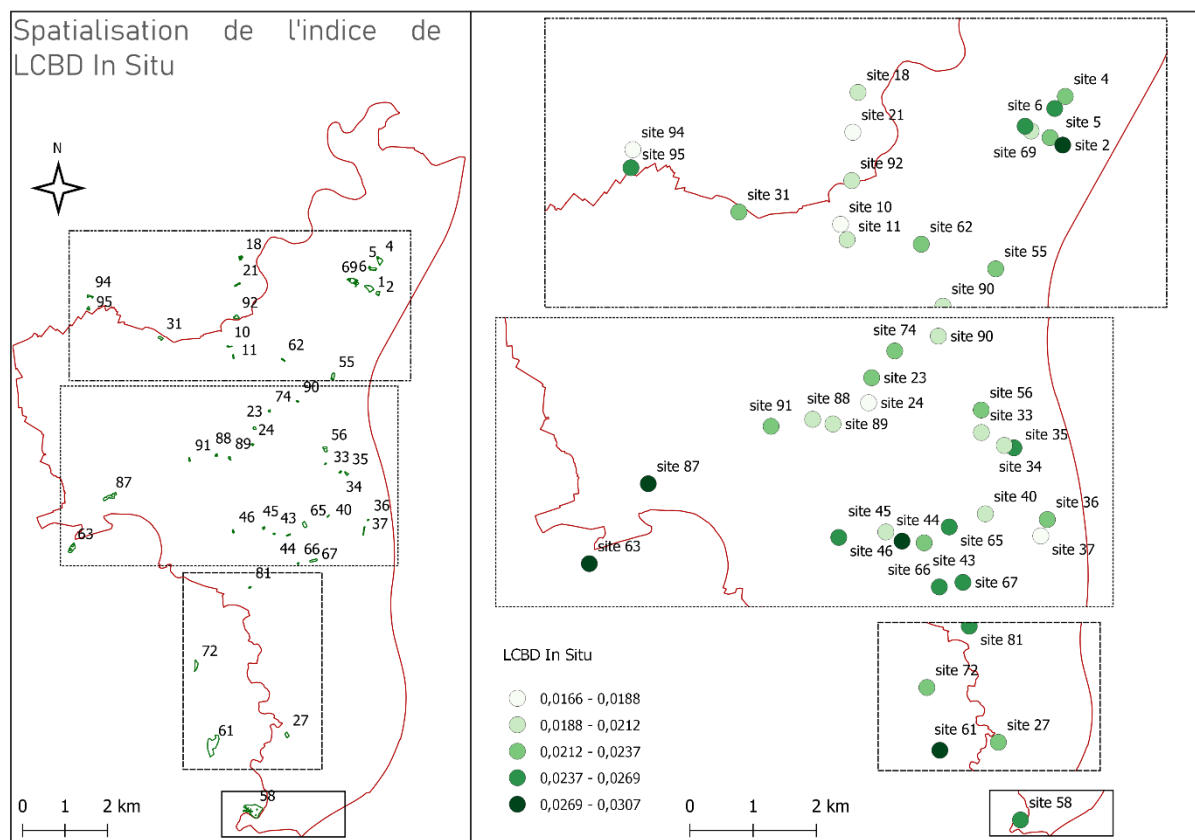
Annexe 1 : Présentation des images contenant des valeurs anormales et supprimées avant la seconde étape du projet



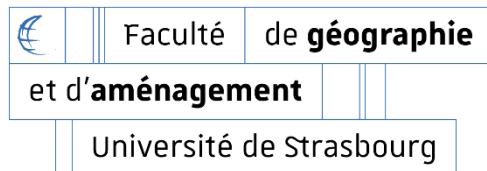
*Annexe 2 : Représentation spatiale des prédictions du modèle (LCBD Spatio-temporel) parmi les sites étudiés.
Source : Maxime Pujeaut, 2022.*



Annexe 3 : Représentation spatiale de la diversité alpha seule parmi les sites étudiés. Source : Maxime Pujeaut, 2022.



Annexe 4 : Représentation spatiale de l'indice de LCBD In-Situ parmi les sites étudiés. Source : Maxime Pujeaut, 2022.



Master Observation de la Terre et Géomatique

2021-2022

Résumé

La variation des caractéristiques spécifiques des plantes au cours d'une année selon la phénologie et la gestion des milieux contribue à la diversité spécifique. De nombreuses études écologiques tentent d'en mesurer les aspects à partir de relevés faits sur le terrain. L'augmentation de la disponibilité des images satellitaires, notamment les images à très haute résolution spatiale (THRS), permet de calculer de nombreux indicateurs à distance avec de plus en plus de précision, notamment des indicateurs de diversité spécifique.

La multiplication des études dans ce domaine a permis aujourd'hui de partitionner la diversité spectrale d'une région, appelée Beta Diversité (β SD) selon les composantes spatiale (β SDS), temporelle (β SDT) et leur interaction (β SDTS) ainsi qu'au sein d'une communauté locale avec l'Alpha Diversité (α SD).

Notre méthode se base sur ce partitionnement de la diversité spectrale en utilisant une série temporelle PlanetScope à 3m de résolution spatiale. Ainsi que sur l'établissement d'un modèle de prédiction de la diversité spécifique et d'unicité écologique des sites de prairies urbaines, à l'aide de l'indicateur LCBD (Contribution locale à la diversité Beta) spectral comparé à un LCBD In-Situ.

L'établissement d'un modèle de prédiction fiable et performant permet de déterminer la diversité spécifique et le degré d'unicité de sites à grande échelle sans passer nécessairement par des relevés terrains.

Mots clés : Très Haute Résolution Spatiale (THRS), Beta diversité (β SD), Alpha Diversité (α SD), Contribution Locale à la Beta Diversité (LCBD)

Abstract

The variation in specific characteristics of plants over the course of a year according to phenology and environmental management contributes to species diversity. Numerous ecological studies attempt to measure aspects of this diversity using field surveys. The increased availability of satellite images, particularly very high spatial resolution (VHSR) images, makes it possible to calculate many remote indicators with increasing precision, particularly indicators of species diversity.

The multiplication of studies in this field has now made it possible to partition the spectral diversity of a region, called Beta Diversity (β SD) according to the spatial (β SDS), temporal (β SDT) and their interaction (β SDTS) components as well as within a local community with the Alpha Diversity (α SD).

Our method is based on this partitioning of spectral diversity using a PlanetScope time series at 3m spatial resolution. As well as on the establishment of a model for predicting the specific diversity and ecological uniqueness of urban grassland sites, using the spectral LCBD (Local Contribution to Beta Diversity) indicator compared to an In-Situ LCBD.

The establishment of a reliable and efficient prediction model makes it possible to determine the specific diversity and the degree of uniqueness of sites on a large scale without necessarily going through field surveys.

Keywords: Very High Spatial Resolution (VHSR), Beta Diversity (β SD), Alpha Diversity (α SD), Local Contribution to Beta Diversity (LCBD)

