

**CARTOGRAPHIE DU RECOUVREMENT CORALLIEN
PAR IMAGERIE SATELLITE À TRÈS HAUTE RÉOLUTION
APPLICATION AUX DONNÉES SENTINEL-2, SPOT6/7, PLÉIADES ET PLÉIADES NEO
SUR LES RÉCIFS DE LA RÉUNION**

Pascal Mouquet¹, Marieke Schultz^{1,2}, Christophe Revillion¹, Pascale Cuet³, Gwenaëlle Pennober¹

1 : UMR Espace-Dev / IRD / Université de La Réunion, France

2 : AgroParisTech / Université de Montpellier, France

3 : UMR Entropie / Université de La Réunion, France

Résumé

Par leur situation géographique le long des côtes, les récifs coralliens forment une barrière naturelle vivante atténuant l'énergie des vagues entrantes, protégeant les écosystèmes côtiers et les populations humaines des risques de submersion, d'inondation et d'érosion. Ces récifs font face à des pressions et perturbations croissantes, conduisant à des épisodes de mortalités des coraux qui les constituent et à une dégradation de leur état à l'échelle mondiale. Le pourcentage de couverture corallienne vivante est l'indicateur le plus communément utilisé pour évaluer l'état de santé des récifs coralliens. Les données de télédétection, notamment aériennes hyperspectrales ont depuis longtemps été mobilisées à La Réunion et ont montré leur efficacité pour ces suivis. Il s'agit de données coûteuses donc peu reproductibles et peu exploitables comme outil de gestion. Cet article montre l'apport de la donnée multispectrale satellite pour établir le suivi des récifs, notamment avec l'essor de la Très Haute Résolution Spatiale. Nous testons ici la capacité de différents indices spectraux calculés sur quatre types d'images satellites multispectrales (Sentinel-2, SPOT6/7, Pléiades et Pléiades Neo) à détecter les couvertures coralliennes vivantes des récifs coralliens. L'île de La Réunion est utilisée comme cas d'étude et grâce à des données de référence historiques et in-situ nous mettons en évidence que :

- (1) Les images satellites peuvent détecter les coraux vivants grâce à un indice de brillance combinant les bandes spectrales bleue et verte ($R^2 > 0,63$ sur les données historiques).
- (2) L'image du nouveau satellite Pléiades Neo, offrant des résolutions plus fines et comprenant une bande spectrale dans le bleu profond, permet une meilleure estimation du recouvrement corallien grâce à l'indice de brillance combinant cette bande et la bande bleue ($R^2 = 0,61$ sur les données in-situ).

La méthode développée appliquée au couple indice-image le plus performant a permis de générer une carte actualisée des couvertures coralliennes à haute résolution de l'ensemble de la plateforme récifale de l'Hermitage à La Réunion.

Mots-clés : télédétection multispectrale, cartographie récifale, couverture corallienne, indice de brillance, littoral

Abstract

By their location along the coasts, coral reefs form a living natural barrier attenuating the energy of incoming waves, protecting coastal ecosystems and human populations from the risks of submersion, flooding and erosion. These reefs are facing increasing pressures and disturbances, leading to episodes of mortality of the corals constituting them and a deterioration of their status on a global scale. To monitor this state of health, remote sensing data, particularly aerial hyperspectral data, have long been used in Reunion Island and have shown their effectiveness. This data is expensive and therefore not very usable as management tools. This article shows the contribution of multispectral satellite data to monitor reefs, particularly with the rise of Very High Spatial Resolution. Here we test the ability of different spectral indices calculated on four types of multispectral satellite images (Sentinel-2, SPOT 6/7, Pléiades and Pléiades Neo) to detect living coral covers of coral reefs. We use Reunion as a case study. Thanks to historical and in-situ reference data we highlight that:

- (1) Satellite images can detect living corals using the Brightness Index combining the Blue and Green spectral bands ($R^2 > 0.63$ on historical data).*
- (2) The image from the new Pléiades Neo satellite, offering finer resolutions and including a Deep Blue spectral band, allows better detection of corals using the Brightness Index combining this band and Blue band ($R^2 = 0.61$ on in-situ data).*

The developed method applied to the most efficient index-image pair made it possible to generate an updated map of high-resolution coral covers of the entire Hermitage reef platform in Reunion.

Keywords: multispectral satellite remote sensing, coral reef mapping, coral cover, Brightness index, sea shore

1. Contexte et objectifs

1.1. Introduction sur les récifs coralliens

Les récifs coralliens, véritables piliers de la biodiversité marine, ont une complexité et une importance écologique remarquables. Bien qu'ils se développent dans des eaux tropicales oligotrophes, ces écosystèmes sont parmi les plus productifs et les plus diversifiés au monde (Rougerie et al., 1992 ; Birkeland, 1997). En dépit de leur environnement apparemment peu propice à la vie, les récifs coralliens abritent de nombreuses espèces et offrent de nombreux services écosystémiques avec un rôle crucial dans l'équilibre écologique, la production et la protection du littoral (Moberg & Folke, 1999). Ces édifices représentent avec les forêts tropicales les habitats les plus riches en biodiversité de la planète, abritant des milliers d'espèces animales qui y trouvent nourriture, refuge, protection et abri (Urbina-Barreto et al., 2021). Leur structure complexe, composée principalement de coraux durs (ordre des Scléactiniaires) et d'algues calcifiantes (famille des Corallinacées), contribue non seulement à la biodiversité marine mais aussi à la production de matériaux carbonatés pour les plages, à la dissipation de l'énergie des vagues, procurent des niches écologiques à de nombreuses espèces d'algues, d'herbiers, et de poissons, qui y trouvent nourriture et protection (Allemand et al., 2011 ; Eyre et al., 2014). En France, la valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associés est estimée à 1,3 milliard d'euros par an. Les principaux services identifiés sont le tourisme bleu (315 M€/an), la pêche récifale (commerciale et d'autoconsommation pour 215 M€/an), la séquestration du carbone par les mangroves et herbiers (175 M€/an) et surtout la protection côtière (près de 600 M€/an) (Pascal et al., 2016).

Proche du rivage, les récifs coralliens jouent en effet un rôle de protection et de formation du littoral. Leur structure tridimensionnelle et leur rugosité permettent de diminuer la taille et la vitesse des vagues en provenance de l'océan ouvert, ce qui réduit l'énergie à la côte jusqu'à 97 % (Rogers et al., 2013 ; Ferrario et al., 2014). En moyenne, 90 % de l'énergie incidente est atténuée entre la crête récifale et l'arrière-récif avec des fluctuations liées à la phase de marée : entre 77 et 94 % à marée basse et entre 68 et 85 % à marée haute (Bruch et al., 2022 ; Machabee, 2024).

En réfléchissant et diffractant la houle, la morphologie du récif contrôle le sens de circulation des courants intrarécifaux (Roberts, 2004). Bien qu'atténuées, les vagues de tempête contrôlent la production et le transport des sédiments dans l'arrière-récif. Lorsqu'elles déferlent sur le récif, elles arrachent des fragments de coraux qu'elles transportent vers et dans l'arrière-récif. La barrière récifale agit aussi comme un filtre naturel, retenant les particules produites sur et à proximité du rivage (Bellwood, 1995 ; Elliff & Silva, 2017 ; Mahabot et al., 2017 ; Lange et al., 2020).

Dans un contexte de changement climatique (CC), avec une élévation des niveaux marins et une augmentation des risques d'inondation sur les littoraux, les récifs coralliens jouent un rôle bénéfique pour les biens et les populations, en réduisant les coûts liés aux inondations d'un facteur 2 à 3. Il a été estimé que l'absence de récifs coralliens conduirait à travers le monde à une augmentation de plus de 90% des coûts des dommages liés aux inondations lors des tempêtes pour atteindre 272 Md\$ au cours des 100 prochaines années (Beck et al. 2018).

Hauts lieux du tourisme et des usages balnéaires, les littoraux récifaux sont soumis à de fortes pressions anthropiques du fait des changements globaux et des aménités qu'ils offrent (Lemahieu et al., 2013). Ils font ainsi face à des pressions et perturbations croissantes, conduisant à une dégradation de leur état à l'échelle mondiale, comme par exemple les épisodes de blanchissement corallien de plus en plus fréquents et sévères (Hugues et al., 2018 ; Virgen-Urcelay & Donner, 2023). Les pressions anthropiques accroissent leur vulnérabilité face aux forçages environnementaux, eux-mêmes voués à s'intensifier avec les changements climatiques et l'intensification des épisodes cycloniques qu'ils engendrent (Good & Bahr, 2021). Parmi ces pressions, l'acidification des océans, l'élévation du niveau et de la température de la mer en lien avec le réchauffement climatique, la pollution de l'eau, la pêche et le tourisme (Andrello et al., 2022 ; Elliff & Silva, 2017), affectent la croissance des récifs, en provoquant des mortalités massives liées à des épisodes de blanchissement ou à la propagation de maladies, ou encore la diminution des taux de précipitation du carbonate de calcium par les organismes calcifiants et l'augmentation des taux de dissolution des substrats récifaux (sable, débris, etc.) (Eyre et al., 2014 ; Hoegh-Guldberg et al., 2017 ; Cornwall et al., 2021). Ainsi, le maintien des capacités des récifs coralliens à protéger le littoral dans un contexte de CC et d'intensification des aléas extrêmes, même s'il reste encore mal connu, semble actuellement mis à mal (Perry et al., 2018 ; Moberg et al., 2021 ; Price et al., 2021). Il apparaît donc comme essentiel d'identifier des méthodes fiables permettant des suivis dans le temps et l'espace de l'état de santé de ces écosystèmes, avec comme objectif de mieux prévoir l'évolution de leur fonction de protection face aux forçages environnementaux qui s'intensifient.

1.2. La télédétection récifale et contexte réunionnais

Les données de télédétection sont utilisées depuis de nombreuses années pour cartographier les écosystèmes terrestres et marins. Elles permettent, par des approches descriptives et fonctionnelles, de généraliser et de comparer les connaissances dans l'espace et dans le temps (Andréfouët et al., 2000). Les dispositifs de télédétection sont constitués par des capteurs actifs (lidar, acoustique) ou passifs (optique panchromatique, multispectral ou hyperspectral),

embarqués sur des vecteurs spatiaux, aéroportés, terrestres ou maritimes, et associés à des méthodes de traitement spécifiques (Bonn & Ronchon, 1992). Ils ont montré leur efficacité pour fournir diverses informations d'intérêt pour les scientifiques et gestionnaires sur la composition des récifs (étendue, couvertures benthiques, bathymétrie, rugosité), les paramètres environnementaux (température de surface de l'eau, exposition, lumière), ou encore la biodiversité, les pressions environnementales ou les services écosystémiques (Hedley et al., 2016 ; Purkis, 2018).

À La Réunion, la cartographie de la couverture corallienne vivante (CCV) par télédétection a été effectuée à plusieurs reprises par imagerie hyperspectrale (HS) acquise par capteurs aéroportés. Cette donnée offre une grande résolution spectrale et spatiale qui permet de distinguer les différents substrats, même ceux dont la signature spectrale est très proche (Mouquet & Quod, 2010).

Plusieurs campagnes d'acquisition réalisées en 2009-2010 (LITTO3D¹ / SPECTRHABENT-OI²) puis 2015 (HYSCORES³), ont permis la création d'un référentiel topo-bathymétrique continu et à haute résolution de la bande côtière de l'île, ainsi que le développement de méthodes de traitement pour produire des couches d'information sur les habitats récifaux (Ropert et al., 2016) d'un grand intérêt pour les scientifiques et gestionnaires, comme par exemple la mise en évidence des reliefs et habitats favorables à présence des tortues marines (Chambault et al., 2021). Aussi des analyses diachroniques ont permis de suivre la trajectoire et les tendances évolutives de la plateforme récifale et mettre en évidence des zones particulières où des phénomènes plus intenses se produisaient (formation et progression de langues de débris au détriment des coraux vivants) (Bajjouk et al., 2019).

Malgré la haute qualité de ces résultats, la dépendance à l'imagerie aérienne HS rend cette approche coûteuse et donc peu reproductible dans une perspective de gestion à des pas de temps pertinents. L'émergence de l'imagerie satellite multispectrale (MS) à très haute résolution laisse entrevoir l'opportunité de nouvelles opportunités de suivi régulier des récifs coralliens à moindre coût (Andréfouët & Payri, 2000 ; Hochberg & Atkinson, 2003). Différents travaux exploitant ces images obtiennent des résultats de précision pour la discrimination des substrats récifaux (coraux, algues et sable), avec différents types d'images MS à bandes larges, telles que Landsat, SPOT-HVR, ASTER (Mumby et al., 2004), Sentinel-2 (S2) (Hedley et al., 2018), IKONOS (Andréfouët et al., 2003), WorldView (Collin et al., 2012) ou Pléiades (PL) (Bajjouk et al., 2019).

¹ [Litto3D Océan Indien](#)

² [SPECTRHABENT - OI \(2009-2011\)](#)

³ [HYSCORES \(2015-2016\)](#)

1.3. Objectifs de l'étude

Dans le contexte, avec l'évolution des opportunités offertes par les images Pléiades Neo (PNEO), le but de cette étude est (1) d'évaluer les capacités des images satellites MS à détecter la CCV des récifs, (2) d'évaluer l'apport de la très haute résolution pour la détection de la CCV grâce aux images PNEO et (3) de déterminer les caractéristiques et conditions nécessaires permettant de réaliser les suivis réguliers des trajectoires des écosystèmes coralliens récifaux de La Réunion par imagerie satellite.

Pour ce faire, les données PNEO seront notamment utilisées et comparées aux autres données satellites classiques pour déterminer les gains apportés par les résolutions spatiales plus fines et la présence d'une bande spectrale supplémentaire dans le bleu ayant une bonne pénétration dans la colonne d'eau.

Des indices spectraux calculés sur les images satellites seront, dans un premier temps, comparés à des données de CCV issues du traitement d'images HS historiques (2015) faisant référence, pour déterminer les couples présentant les meilleures corrélations et les plus à même d'estimer les valeurs de recouvrements des coraux. Dans un second temps, l'indice retenu calculé sur des images nouvellement acquises (2022) sera mis en relation avec des mesures in-situ pour produire une cartographie des CCV à l'échelle de l'ensemble de la plateforme récifale de l'Hermitage. Le but de ces analyses est de fournir des données et informations scientifiques fiables pour les gestionnaires et décideurs de manière à soutenir les stratégies de gestion et donc la préservation des espaces sensibles des littoraux.

2. Méthodologie

2.1. Zone d'étude et données utilisées

2.1.1. Le récif de La Réunion

La Réunion appartient, avec l'île Maurice et l'île Rodrigues, à l'archipel des Mascareignes dans le sud-ouest de l'océan Indien. Issue d'un volcanisme de point chaud, c'est la plus jeune des trois îles, formée il y a environ 3 millions d'années avec l'émergence du Piton des Neiges aujourd'hui effondré. Le Piton de la Fournaise est le seul volcan encore actif aujourd'hui, situé à l'est de La Réunion (Deniel et al., 1992). Les récifs coralliens actuels datent d'environ 8000 ans. Ils forment une étroite bande discontinue de 25 km le long du littoral ouest de l'île, entre les communes de Saint-Paul et celle de Petite-Île au sud, et sont divisés en quatre zones principales formées des récifs frangeants de Saint-Gilles - l'Hermitage, Saint-Leu, l'Étang-Salé et Saint-Pierre. Les récifs frangeants sont accolés à la côte et séparés des terres par une Dépression d'Arrière-Récif (DAR) qui se présente sous la forme d'un chenal étroit peu profond (Montaggioni, 1976).

Le bilan des connaissances sur la biodiversité des récifs coralliens à La Réunion, bien que partiel, fait état

de plus de 2800 espèces répertoriées (Bourmaud et al., 2005). Il s'agit d'un haut lieu de la biodiversité sur l'île qui a justifié le classement de la majorité d'entre eux dans la Réserve Naturelle Marine de la Réunion (RNMR) en 2007, d'autant que les pressions anthropiques n'ont fait que progresser depuis les années 1980 avec une urbanisation et une mise en tourisme croissantes des littoraux coralliens (Lemahieu et al., 2013).

Les événements paroxysmaux, comme les anomalies de hauteurs d'eau (Hoarau et al., 2023), les vagues de chaleurs (Nicet et al., 2019) ou les cyclones, affectent naturellement les récifs mais sont modulés en intensité et occurrence par le CC. Leurs impacts sont exacerbés surtout lorsque les récifs sont soumis à des pollutions diffuses et/ou chroniques entraînant maladies ou développement algal. La vulnérabilité des récifs est donc exacerbée. Les services écosystémiques rendus par cet écosystème récifal s'en trouvent altérés (David et al., 2008) qu'ils soient d'ordre de protection des côtes ou de valeur écologique ou économique totale. D'après le comité local IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens), les récifs de La Réunion contribuent ainsi chaque année à hauteur de 49 millions d'euros à l'économie locale dont 12 millions de protection des côtes, 9 millions de la pêche récifale, et 28 millions de tourisme et loisir⁴.

Notre site d'étude se situe au niveau de la zone récifale de Saint-Gilles - l'Hermitage qui s'étend sur neuf kilomètres, du port de Saint-Gilles au nord à la passe de Trois-Bassins au sud. Cette section du récif est la plus étendue en surface et représente à elle seule près de 50% des récifs de La Réunion. A ce niveau, la largeur de la plateforme récifale est comprise entre 200 et 600 mètres. Elle est découpée en trois sous-unités (zonation longitudinale) : la sous-unité récifale de Saint-Gilles Nord, la sous-unité récifale de l'Hermitage et la sous-unité récifale de La Saline (Cordier, 2007) (Figure 1). C'est la zone du récif à l'interface avec la bande littorale où se concentrent l'essentiel des activités touristiques et donc des pressions d'origine anthropique directe (Lemahieu et al., 2013).

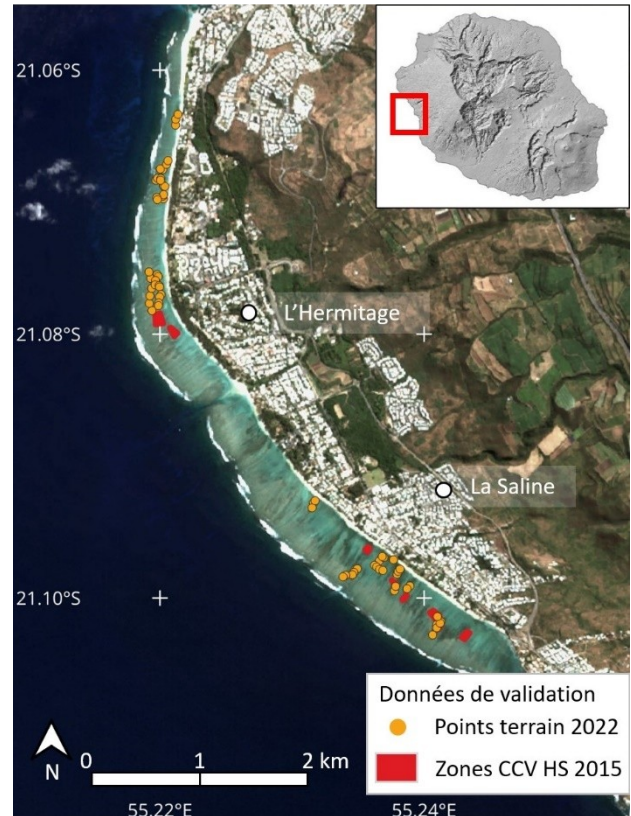


Figure 1. Localisation de la zone d'étude de l'Hermitage et des données de validation (source : SPOT7, Airbus DS, CNES, 2022).

La plateforme récifale (du trait de côte au front récifal) est une unité géomorphologique homogène où la bathymétrie est limitée, comprise entre 0 et 2 m pour les zones les plus profondes. L'étude du maintien des récifs coralliens dans cette zone est cruciale car il s'agit d'une zone particulièrement exposée aux pressions. Elle est facilement accessible aux baigneurs et pêcheurs à pied de par ses faibles profondeurs et sa proximité au rivage. La hauteur d'eau réduite expose les coraux au risque d'exondation à marée basse, en particulier lors des anomalies négatives du niveau marin liées au déplacement des gyres océaniques (Hoarau et al., 2023). Elle est aussi la première zone atteinte par les rejets de polluants d'origine anthropique issus de la côte, et subit un enrichissement chronique en nutriments provenant des bassins versants amont (Cuet, 1989 ; Cuet et al., 2011). Par ailleurs, cette emprise restreinte permet de s'affranchir dans les analyses des effets perturbateurs liés à la colonne d'eau (atténuation du signal en profondeur, effets de surface, effets de la houle), et de corrections plus complexes qu'il aurait été nécessaire d'appliquer aux imageries (Bajjouk et al., 2019).

2.1.2. Données historiques de recouvrement corallien

Le pourcentage de CCV est l'indicateur le plus communément utilisé pour évaluer l'état de santé des

⁴ [Bilan 2016-2020 du 4e programme d'actions de l'IFRECOR](#)

récifs coralliens (Le Goff et al., 2012 ; Perry et al., 2018). L'analyse des données du suivi GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network) que réalise la RNMR montre une augmentation significative du recouvrement algal au détriment des coraux vivants sur la majorité des sites échantillonnés entre 1998 et 2009 (Bigot, 2008). La couverture algale a ainsi doublé, voire triplé sur certains sites ces dernières années, la majorité présentant aujourd'hui une couverture algale supérieure à 50 % (Bruno et al., 2009).

Pour tester la capacité de l'imagerie MS à détecter et estimer les recouvrements des coraux vivants, nous comparons les valeurs d'indices spectraux calculées sur ces images aux résultats des données historiques à La Réunion. Depuis plusieurs années, des projets de cartographie récifale par télédétection aéroportée HS et lidar ont généré des couches de données de référence sur le littoral réunionnais. Les résultats de ces campagnes représentent actuellement les données de télédétection les plus fines disponibles sur les récifs réunionnais. Les images aériennes ont été acquises par un capteur HS, sur plusieurs dizaines de bandes spectrales dans la gamme 400-1000 nm (visible + proche infrarouge), avec une résolution spatiale de 40 cm. L'emprise couvre les quatre unités récifales de La Réunion du trait de côte jusqu' à l'isobathe 40 m. Ces images ont notamment permis de réaliser la cartographie des principaux types de fond des plateformes récifales réunionnaises : la couverture en sable, en algue, en herbier et en corail. La validation des résultats présente un coefficient de détermination R^2 de 0,73 entre les CCV estimées sur les images aériennes et un jeu de données in-situ pour le récif de Saint-Gilles / Hermitage (Ropert et al., 2016).

Nous utilisons cette CCV historique estimée par cartographie HS en 2015 pour valider les indices calculés sur les images satellites acquises à la même période (Figure 2). Nous sous-échantillons la résolution spatiale native de 40 cm à la résolution des images MS PL, SPOT6/7 et S2 (respectivement 2, 6 et 10 mètres) pour les analyses.

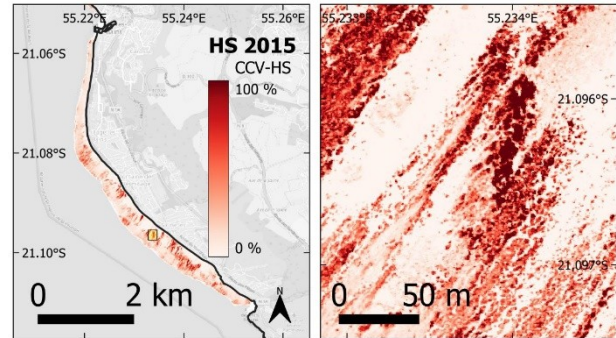


Figure 2. Carte représentant la couverture corallienne vivante sur la plateforme récifale de l'Hermitage estimée à partir d'imagerie hyperspectrale aéroportée acquise en 2015.

2.1.3. Imagerie satellite

Quatre types d'images satellites d'observation de la Terre ont été utilisées pour cette étude, acquises sur deux périodes temporelles correspondant à 2015-2016 pour la recherche de l'indice optimal sur les données historiques et à 2022 pour la validation et l'estimation de la CCV actuelle à partir de données in-situ (Tableau 1).

Les 2 images S2 utilisées ont été acquises les 29/11/2015 et 26/04/2022. S2 est une constellation de 2 satellites de l'Agence Spatiale Européenne (ESA pour European Space Agency), dont les données sont mises à disposition en libre d'accès sur le portail Copernicus. Les deux satellites d'observation de la Terre, S2A et S2B, ont été lancés en 2015 et 2017 sur des orbites polaires. Leur fauchée de 300 km leur permet de couvrir la totalité du globe avec une période de revisite de 5 jours à l'équateur. La résolution spatiale est variable selon les bandes spectrales (13 bandes couvrant du visible au proche infrarouge) : 10, 20 et 60 m. Après leur acquisition ces images sont rapidement produites et mises à disposition sur plusieurs plateformes de téléchargement en ligne comme le Copernicus Dataspace de l'ESA ou la nouvelle plateforme Geodes⁵ du Centre National d'Etudes Spatiales (CNES) qui remplacera prochainement PEPS⁶.

Quatre images satellites, 2 images SPOT6/7 (28/03/2015 et 04/05/2022) et 2 images PL (04/06/2016 et 26/04/2022) issues des archives et programmées spécifiquement ont été exploitées pour le projet. Depuis 2016, le dispositif Kalideos⁷, visant à promouvoir et développer l'utilisation de l'imagerie spatiale, permet l'acquisition régulière et la mise à disposition de données satellites à haute résolution pour la communauté d'utilisateurs sur La Réunion. Ces

⁵ <https://geodes.cnes.fr/>

⁶ <https://peps.cnes.fr>

⁷ <https://www.kalideos.fr/>

données sont prétraitées grâce à une chaîne de traitement spécifique développée par le CNES, assurant une parfaite calibration des images entre elles (corrections géométriques et radiométriques) et une cohérence de toute la série temporelle.

La dernière image satellite utilisée est une image PNEO acquise le 01/07/2022 et traitée dans le cadre du projet Pléiades Neo Challenge financé par Airbus.

Satellite	Dates d'acquisition	Résolution spatiale MS
Sentinel-2	29/11/2015 26/04/2022	10 m
SPOT6/7	28/03/2015 04/05/2022	6 m
Pléiades	04/06/2016 26/04/2022	2 m
Pléiades Neo	01/07/2022	1,2 m

Tableau 1. Images satellites exploitées pour l'estimation de la couverture corallienne vivante sur les plateformes récifales de La Réunion.

Pour cette étude, les analyses sont effectuées sur les images satellites calibrées en réflectance au sol (TOC pour Top of Canopy), produites par la chaîne Kalideos du CNES pour SPOT6/7 et PL, et l'outil Sen2Cor v2.11 de l'ESA pour S2. L'image PNEO est au niveau de traitement en luminance (TOA pour Top of Atmosphere) après application des paramètres de conversion biais et gain sur les comptes numériques (CN) bruts des pixels, fournis dans le fichier de métadonnées DIMAP associé à l'image. La différence de niveau de traitement TOA ou TOC entre les images satellites exploitées n'a pas d'influence sur les corrélations linéaires obtenues entre les variables (indices spectraux par rapport aux données historiques ou in situ), ces dernières n'étant pas affectées par les transformations linéaires entre les données (Berman, 2024), classiquement appliquées pour calibrer les images et corriger les effets atmosphériques sur les images de télédétection.

2.1.4. Données de validation in-situ

Nous avons récolté des données de terrain in-situ pour développer et valider les modèles d'estimation des CCV à partir des différents indices spectraux calculés sur les images satellites. Au total 64 points de mesure ont été acquis entre le 26 avril et le 4 mai 2022 sur l'ensemble de la plateforme récifale de l'Hermitage, de manière pratiquement synchrone avec les passages des satellites SPOT6/7 et PL (Figure 1).

Les points de mesure ont été pré-identifiés afin de (1) être répartis sur l'ensemble de la plateforme récifale et (2) couvrir de manière homogène l'ensemble des valeurs de CCV afin d'avoir un nombre de points équivalent pour chaque gamme de valeur pour calibrer

au mieux le modèle de régression linéaire que ces données vont alimenter. Cette étape de pré-identification des points de mesure a été effectuée grâce à la connaissance des experts et à l'aide des images satellites récentes.

Sur chaque site de mesure in-situ, nous avons relevé la position géographique, la hauteur d'eau et les paramètres descriptifs des principaux types de fond suivants : substrat abiotique (*Dur / Débris / Meuble*), couvertures biologiques (*Algues / Coraux / Herbiers / Éponges / etc.*). Nous avons également relevé les groupes algaux et les morphotypes coralliens présents. La CCV est estimée visuellement par deux opérateurs en simultané (d'après la méthodologie proposée par Wilson et al., 2007), complété par plusieurs photographies in situ obliques et verticales rendant compte de l'environnement global et des différentes cibles d'intérêt en gros plan afin de pouvoir s'y référer par la suite en cas de besoin (Ropert et al., 2016).

La bonne accessibilité du récif sur cette zone du littoral nous a permis d'atteindre les sites de mesure à pied ou à la nage équipés de palmes, masque, tuba (PMT), en suivant les transects préalablement enregistrés sur un dispositif GNSS (Géolocalisation et Navigation par un Système de Satellites) portable étanche. La localisation des mesures est choisie sur des zones homogènes d'environ 25 m² (surface au sol de 5 × 5 m dans l'environnement immédiat des plongeurs), de manière à prendre en compte les incertitudes de positionnement (GNSS, orthorectification et géoréférencement des images satellites).

2.2. Estimation de la couverture corallienne vivante

2.2.1. Indices spectraux adaptés au milieu marin

Les indicateurs pertinents et susceptibles de rendre compte de la CCV sur la zone d'étude sont des indices dérivés des données de télédétection, ayant une sensibilité élevée à la présence de corail, et dans la mesure du possible, une dépendance faible aux autres types de substrats récifaux (notamment colonisés par des organismes photosynthétiques qui ont une signature spectrale très proche comme les algues) et aux facteurs environnementaux (conditions d'éclairement, état de la mer, atmosphère, bathymétrie, etc.).

L'approche reef-up décrite par Xu & Zhao (2014), consiste à utiliser des mesures acquises in-situ pour aider au traitement des données de télédétection. Elle a été employée pour identifier les principales caractéristiques et les signatures spectrales des différentes cibles benthiques, et ainsi cibler plus précisément des bandes et indices spectraux caractérisant les cibles coralliennes recherchées. Les données disponibles sur La Réunion, notamment la librairie spectrale sous-marine acquise dans le sud-ouest de l'océan Indien entre 2009 et 2010 (Mouquet & Quod, 2010), nous ont permis de préciser les spectres de réflectance des principales cibles benthiques

récifales présentes sur les plateformes récifales de l'ouest de La Réunion (morphotypes coralliens, algues, herbiers, substrats abiotiques comme le sable et les débris).

Dans la littérature scientifique sur la cartographie des récifs coralliens par télédétection, les travaux de Collin et al. (2012) et Joyce et al. (2013) proposent des indices spectraux visant à traduire le signal mesuré sur des images MS et HS en valeur CCV. Collin et al. comparent plusieurs indices calculés par différences normalisées (NDR pour Normalized Difference Ratio) entre couples de bandes spectrales d'une image MS WorldView-2 (WV2) avec des données de CCV mesurées in situ. Parmi les 20 indices qu'ils ont testés, les 4 NDR ayant les coefficients de corrélation les plus importants ($> 0,8$), exploitent 5 bandes spectrales différentes Bleu Profond (DB pour Deep Blue), Bleu (B), Vert (G pour Green), Jaune (Y pour Yellow) et Rouge (R), formant les 4 couples G-DB, G-Y, B-DB et G-R. Parmi ces NDR, 3 sont formés à partir des bandes spectrales spécifiques DB (absente de SPOT6/7 et PL) et Y (absente des 4 satellites analysés ici). La bande DB de S2 a de plus une très faible résolution spatiale (60 m). En excluant la bande Y, ces indices sont appelés respectivement par la suite Collin_{GDB}, Collin_{BDB} et Collin_{GR}. L'indice Collin_{GB} est calculé comme le NDR du couple G-B, il est avec le Collin_{GR} le seul à pouvoir être calculé sur toutes les images et permet la comparaison entre eux des 4 satellites exploités dans cette étude. Il est intéressant de noter que l'indice Collin_{GB} est parmi les plus mauvais et placé en seulement 8^{ème} position sur 10 par l'étude de Collin et al. en terme de coefficient de corrélation avec les données in situ (0,4). Les 4 indices calculés sur nos images sont Collin_{GDB}, Collin_{BDB}, Collin_{GR} et Collin_{GB}. Joyce et al., développent un indice pour l'imagerie HS comme le rapport entre 2 bandes spectrales dans les canaux B et G (centrées sur 439 nm et 529 nm respectivement, résolution spectrale non précisée). Nous avons appliqué ce rapport à nos images qui possèdent toutes des bandes spectrales dans ces canaux B et G, avec des recouvrements de gammes spectrales plus ou moins importants selon les satellites (459-525 nm et 542-578 nm pour S2, 450-520 nm et 530-590 nm pour SPOT6/7, 430-550 nm et 500-620 nm pour PL et 450-520 nm et 530-590 nm pour PNEO respectivement) (Tableau 2).

Les connaissances sur les plateformes récifales réunionnaises notamment grâce aux cartographies historiques disponibles (Nicet et al., 2016), complétée par l'analyse visuelle croisée des images satellites en composition colorée des canaux RGB, met en évidence que les pixels les plus sombres des images semblent très souvent associés aux plus forts recouvrements coralliens, alors que les zones sableuses ou détritiques sont majoritairement caractérisées par les pixels très clairs. Nous avons donc aussi calculé plusieurs indices de brillance (BI pour Brightness Index) (Escadafal & Bacha, 1996 ; Mathieu et al., 1998) en utilisant des combinaisons des

bandes spectrales disponibles sur les différentes images DB, B, G, R, et Proche Infrarouge (NIR pour Near Infrared). Le BI est calculé comme une distance euclidienne dans un espace à n dimensions et permet de déterminer la réflectance globale d'une cible, sa magnitude. Les 5 BI calculés ici sont BIDB, BIBG, BIGR, BIRNIR et BIBGR en fonction des bandes spectrales utilisées pour les calculer (formules présentées dans le Tableau 2).

Les 4 bandes spectrales seules DB, B, G et R ont aussi été incluses dans les analyses pour comparaison et évaluer leur intérêt par rapport aux autres indices calculés. Par commodité, ces bandes seront aussi par la suite référencées par le terme « indice ».

Les indices ont été calculés sur les quatre types d'images satellites disponibles S2, SPOT6/7, PL et PNEO, qui possèdent des bandes spectrales similaires dans la gamme spectrale visible - NIR. Les indices comportant la bande DB n'ont été calculés que sur les images S2 et PNEO, seules à comporter cette bande spectrale supplémentaire, suréchantillonnée par interpolation bilinéaire à 10 m pour l'image S2. Pour les images historiques de 2015-2016 comme pour les images récentes de 2022, 14 indices ont ainsi été produits pour S2 et PNEO, et 10 pour SPOT6/7 et PL (cf. Tableaux de résultats 3 et 4).

Indice / Référence	Formule et bandes spectrales
Collin et al. (2012)	$Collin_{BDB} = \frac{B - DB}{B + DB}$ $Collin_{GDB} = \frac{G - DB}{G + DB}$ $Collin_{GB} = \frac{G - B}{G + B}$ $Collin_{GR} = \frac{G - R}{G + R}$
Joyce et al. (2013)	$Joyce = \frac{G}{B}$
Indice de brillance Bleu Profond-Bleu	$BIDBB = \sqrt{\frac{DB + B}{2}}$
Indice de brillance Bleu-Vert	$BIBG = \sqrt{\frac{B + G}{2}}$
Indice de brillance Vert-Rouge	$BIGR = \sqrt{\frac{G + R}{2}}$
Indice de brillance Rouge-Proche Infrarouge	$BIRNIR = \sqrt{\frac{R + NIR}{2}}$
Indice de brillance Bleu-Vert-Rouge	$BIBGR = \sqrt{\frac{B + G + R}{3}}$

Tableau 2. Indices spectraux calculés sur les différentes bandes spectrales des images satellites exploitées pour l'estimation de la couverture corallienne vivante des plateformes récifales de La Réunion, Bleu Profond (DB), Bleu (B), Vert (G), Rouge (R) et Proche Infrarouge (NIR).

2.2.2. Données de référence et indice de couverture corallienne vivante par télédétection satellite

Recherche d'indice optimal sur les données historiques

La détermination du meilleur indice spectral calculé sur les images satellites s'est faite à partir des données de référence de CCV issues du traitement des images HS de 2015. Pour cela les données de CCV de résolution native à 40 cm ont été extraites et rééchantillonnées aux résolutions des différentes images satellites MS S2, SPOT6/7 et PL (10 m, 6 m et 2 m respectivement). Les données issues du traitement des images satellites sont ensuite comparées pixel à pixel aux valeurs historiques pour la même localisation.

Les calculs de corrélation ont été réalisés sur des régions d'intérêt (ROI pour Region of Interest) également distribuées tout le long du récif, prenant en compte la DAR et le platier, et comportant un échantillonnage de points représentatif des CCV présentes sur le récif (Figure 1). Ce masquage d'une partie de la zone permet d'éliminer les zones perturbées ne portant pas d'information liée au substrat (pixels de déferlement dû à la houle par exemple), ou

surreprésentées sur les images (sable de DAR ou débris coralliens morts sur les platiers). Les coefficients de corrélation R^2 moyens sont ensuite calculés pour chaque image et pour chacun des indices. L'analyse de ces résultats permet d'identifier les indices et les images ayant les meilleures corrélations avec la CCV historique de référence.

Application sur les données in-situ récentes

Afin de vérifier la pertinence du ou des couples d'indice spectral / image MS déterminés à l'étape précédente, les mêmes calculs de corrélation ont été reproduits sur les images satellites récentes acquises en 2022, pendant lesquelles une campagne de vérité-terrain (VT) in-situ quasi-synchrone a été effectuée. Comme pour les données historiques, les indices ont été calculés sur les images satellites aux dates les plus proches de la période d'acquisition de la donnée in-situ, ainsi que sur l'image PNEO spécifiquement acquise. Pour chacune des images, les valeurs d'indice des pixels situés aux localisations des points de VT ont été extraites. Les points de VT sont localisés dans des zones étendues et relativement homogènes ($> 25 \text{ m}^2$), permettant de prendre en compte les incertitudes de positionnement dues au récepteur GNSS ou de référencement des images. Les croisements entre les jeux de données sont ainsi facilités malgré l'importante hétérogénéité spatiale au sein du récif.

Nous avons ensuite calculé les corrélation linéaires entre ces données de VT et les valeurs d'indices. Les coefficients de corrélation de Pearson et les P-Values associées ont été calculés sur ces relations linéaires, permettant de valider qu'elles sont statistiquement significatives (P-value $< 0,05$). Ces traitements de données ont été réalisés grâce à des scripts Python (v3) et R (v4.1.0) spécifiquement développés pour l'étude.

Estimation de la couverture corallienne vivante et cartographie des coraux à partir de l'imagerie satellite

La couverture corallienne vivante par satellite (CCV_s) est calculée à partir d'équation de la régression linéaire établie entre les valeurs de CCV estimées in-situ et l'indice spectral calculé sur l'image satellite sélectionnée (EQ1). Le couple indice-image retenu pour ce calcul est celui dont le coefficient de corrélation R^2 est le plus élevé parmi les différentes combinaisons testées.

$$CCV_s = \alpha \times \text{Indice} + \beta \quad (\text{EQ1})$$

Avec α : coefficient directeur de la droite de la régression linéaire
 β : l'intersection avec l'axe des abscisses

En chaque pixel de l'image, et à la résolution spatiale de celle-ci, une valeur de CCV_s peut être calculée, permettant d'estimer les recouvrements coralliens et

de localiser avec précision les colonies vivantes. Une cartographie fine a été produite à l'échelle spatiale de la zone d'étude, comprise entre le trait de côte et le front récifal. Les valeurs des pixels s'échelonnent de manière continue sur la plage comprise entre 0 et 100% (tronquées en dehors).

3. Résultats et discussion

3.1. Indices spectraux et images satellites

3.1.1. Détermination des indices optimaux sur les données historiques 2015

Dans cette première phase, les corrélations ont été calculées entre les données de CCV historiques de 2015 issues de l'HS et les indices spectraux sur les images satellites acquises à la même époque (S2, SPOT6/7 et PL). Elles ont permis d'identifier les meilleurs couples indice-image à même de permettre d'estimer la CCV (Tableau 3).

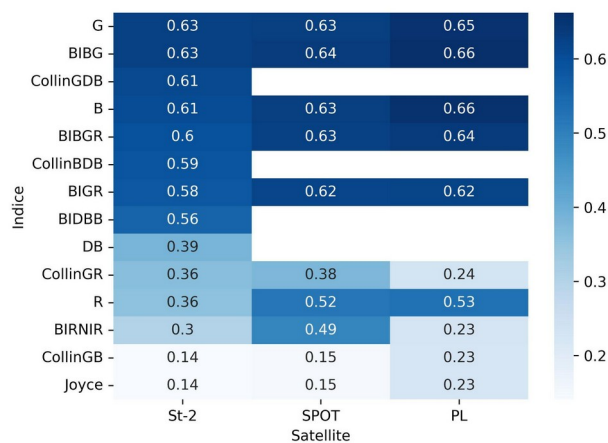


Tableau 3. Carte de chaleur des coefficients de corrélation R^2 moyens entre les données historiques et les images de 2015, en fonction du satellite et de l'indice utilisés.

Les trois types d'images satellites présentent des résultats comparables avec des plages de variation et un ordonnancement des différents indices considérés similaires. L'indice BIBG est en moyenne le mieux corrélé à la CCV (R^2 moyen sur les 3 images égal à 0,64). Les bandes spectrales seules G ($R^2 = 0,64$) et B ($R^2 = 0,63$), ainsi que les BIBGR ($R^2 = 0,62$) et BIGR ($R^2 = 0,61$) sont aussi bien corrélées avec les données historiques. Les indices issus de la littérature Joyce ($R^2 = 0,17$), Collin_{GB} ($R^2 = 0,17$) et Collin_{GR} ($R^2 = 0,32$) se placent parmi les moins bons en moyenne. Les deux indices de Collin et al. exploitant la bande DB, Collin_{GDB} et Collin_{BDB}, calculés sur l'image S2 présentent des niveaux de corrélation forts ($R^2 = 0,61$ et $R^2 = 0,59$ respectivement), malgré la faible résolution spatiale native de cette bande spectrale (60 m). Ces valeurs relativement fortes s'expliquent vraisemblablement

grâce aux bonnes corrélations des bandes G et B considérées individuellement. La bande DB seule a une corrélation beaucoup plus faible ($R^2 = 0,39$), en lien avec sa faible résolution spatiale native, qui ne semble pas adaptée aux faibles dimensions et à l'hétérogénéité spatiale de la zone d'étude.

Les valeurs de corrélation les plus fortes sont équivalentes entre les images et légèrement décroissantes de PL à SPOT6/7 à S2 (R^2 variant de 0,63 à 0,65). Il est important de noter que pour le calcul des corrélations, les données de référence de CCV historique (raster de pixels de 40 cm) ont été sous-échantillonnées à la résolution des pixels S2 (10 m) de manière à pouvoir considérer des surfaces au sol équivalentes pour chacun des deux jeux de données (pixels intégrant les mêmes types et recouvrements de substrats benthiques). Cette méthode de validation lisse et réduit l'hétérogénéité spatiale des CCV, améliorant les corrélations des comparaisons pixels à pixels, mais atténuant aussi les effets des différences de résolutions spatiales entre les images.

La bande spectrale R ($R^2 = 0,47$) et les deux indices qui l'exploitent (BIRNIR $R^2 = 0,34$ en moyenne et Collin_{GR} $R^2 = 0,33$) ont des valeurs de corrélation relativement faibles, qui sont probablement à relier à l'absence de correction de l'atténuation du signal lumineux avec la bathymétrie sur les images, et la plus grande sensibilité des grandes longueurs d'onde à ce phénomène. On note ici une différence importante par rapport à Collin et al., qui avaient appliqué une correction du signal en fonction de la bathymétrie, et notaient une forte corrélation entre l'indice Collin_{GR} et la CCV.

Comme pour les bandes seules, les BI intégrant les bandes spectrales de plus faibles longueurs d'ondes sont les mieux corrélées à la CCV (B et G par rapport à R et NIR). Encore plus que le canal R, le canal NIR est très sensible aux variations de hauteur d'eau, qui bien que faibles sur la plateforme récifale réunionnaise, sont tout de même suffisamment importantes pour déclasser le BIRNIR intégrant cette bande. Aussi l'ajout de la bande spectrale R, moins bien corrélée que les bandes B et G seules, dans le calcul du BIBGR par rapport au BIBG n'apporte pas d'informations supplémentaires et ne permet pas d'améliorer la corrélation de l'indice. Dans le cas BIBG, il est important de noter que la combinaison des bandes dans un BI permet d'améliorer la corrélation par rapport aux bandes B et G considérées séparément.

3.1.2. Validation de l'indice de brillance sur les données in-situ 2022

La campagne d'acquisition des données in-situ menée en synchronisation avec la programmation de nouvelles scènes satellites en 2022 a permis de tester les différents indices développés sur les données d'archive avec un nouveau jeu de données récent. Les coefficients de corrélation R^2 des régression linéaires entre les indices satellites et les données in situ

permettent de classer les différents couples image-indice pour estimer la CCV (Tableau 4).

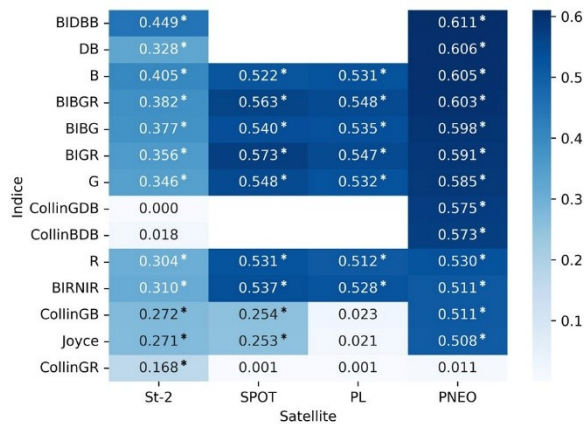


Tableau 4. Carte de chaleur des coefficients de corrélation R^2 entre les données in situ et les images de 2022, en fonction du satellite et de l'indice utilisés. Les étoiles représentent les corrélations de Pearson statistiquement significatives (P -Value < 0,05).

Sur les données de 2022, on note un comportement similaire à 2015. Les R^2 maximums obtenus sont du même ordre de grandeur que pour les données historiques, avec un gradient croissant de corrélation avec la résolution spatiale, l'indice le mieux corrélé pour S2 (BIDBB $R^2 = 0,449$) étant inférieur à ceux de SPOT6/7 (BIGR $R^2 = 0,573$) et PL (BIBGR $R^2 = 0,547$), eux-mêmes inférieurs à celui de PNEO (BIDBB $R^2 = 0,611$).

Pour les images S2, les corrélations sont supérieures pour les données historiques (R^2 moyen supérieur à 0,61 pour les 5 meilleurs indices de 2015) que pour les mesures in-situ (R^2 moyen inférieur à 0,40 pour les 5 meilleurs indices de 2022), à mettre en lien avec les différences de résolution et d'échelle spatiale considérées entre les différents jeux de données de validation. Pour les données de 2022, les valeurs ponctuelles des mesures in-situ sont simplement superposées et comparées aux valeurs des pixels des images satellites. Compte-tenu (1) de la très forte hétérogénéité spatiale du milieu produisant des variations continues et très rapides des proportions des différents types de fond ; (2) de la différence de surface échantillonnée (environ 25 m² in-situ contre 100 m² par pixel S2) ; et (3) de potentiels décalages spatiaux entre les jeux de données, il est probable que les corrélations calculées entre les images S2 et les données terrain soient négativement impactées. Pour obtenir de meilleures corrélations entre données in situ et images S2, il serait nécessaire de ne considérer pour la validation que des points de VT acquis sur des étendues homogènes de 2 x 2 voire 3 x 3 pixels S2 (équivalentes à 500 à 1000 m²), ce qui est difficilement

réalisable à La Réunion où les surfaces récifales et les couvertures coralliennes sont faibles et très mosaïquées.

A l'opposé, il est intéressant de noter que les corrélations de SPOT6/7 sont très proches de celles de PL, malgré la différence de résolution spatiale (6 m contre 2 m). Ces images, produites par le dispositif Kalideos Réunion ont bénéficié de corrections géométriques optimales, limitant notamment les effets des potentiels décalages spatiaux observés sur S2. L'image PNEO, qui possède la meilleure résolution spatiale, a obtenu les meilleurs résultats de corrélation par rapport aux 3 autres images, grâce notamment à la bande spectrale DB à haute résolution spatiale susceptible d'apporter des informations intéressantes pour la cartographie des zones immergées. Le classement des meilleurs indices sur PNEO est très semblable aux autres satellites : les bandes spectrales DB ($R^2 = 0,606$), B ($R^2 = 0,605$), et G ($R^2 = 0,585$) seules et les BI les combinant étant globalement supérieurs aux indices issus de la littérature de Joyce et al. ($R^2 = 0,508$) et les NDR de Collin et al. ($R^2 \leq 0,575$). Ce phénomène est tout de même moins marqué que pour les données historiques, les valeurs des coefficients restant élevées et significatives. Pour les BI comme pour les bandes seules, on note l'avantage des bandes spectrales peu influencées par la colonne d'eau DB et B par rapport aux bandes G, R ($R^2 = 0,530$) et le NIR dans le BIRNIR ($R^2 = 0,511$). De la même manière, les BI combinés montrent des corrélations plus fortes que pour les bandes spectrales prises individuellement.

Pour S2, l'apport de la bande DB semble ici très mitigé. Même si le BIDBB est l'indice qui a la meilleure corrélation avec les données in situ ($R^2 = 0,449$), la bande DB seule ($R^2 = 0,328$), et surtout Collin_{BDB} ($R^2 = 0,018$) et Collin_{GDB} ($R^2 = 0$) sont parmi les indices les moins corrélés à la CCV. Ces deux derniers indices issus de Collin et al. étaient classés parmi les 4 meilleurs de leur étude. Ces différences de comportement sont probablement encore une fois à relier avec la faible résolution native de cette bande spectrale sur S2. Dans le cas de PNEO, la bande DB, combinée à la bande B dans le BIDBB permet d'obtenir la meilleure corrélation avec les données terrain (0,611). La bande DB PNEO semble donc ici apporter une information complémentaire pour la cartographie des coraux des zones peu profondes de la plateforme récifale de l'Hermitage, même s'il a été relevé un niveau de bruit plus important dans cette bande par rapport aux autres bandes spectrales, qui ne semble donc pas avoir d'impact dans les corrélations.

Les faibles performances de l'indice Collin_{GB} pour S2 ($R^2 = 0,272$) et dans une moindre mesure pour PNEO ($R^2 = 0,511$) confirment les résultats de Collin et al.. L'indice Collin_{GR} n'est pour S2 ($R^2 = 0,168$) comme pour SPOT6/7 ($R^2 = 0,001$), PL ($R^2 = 0,001$) et PNEO ($R^2 = 0,011$), pas du tout corrélé aux CCV. Ce résultat est en opposition avec celui de Collin et al., et

probablement à relier comme pour les données historiques à l'absence de correction de l'atténuation de la colonne l'eau sur nos images.

3.1.3. Spatialisation des indices et cartographie de la CCV

Le BIBG, est parmi les indices les mieux corrélés aux données historiques et in-situ. La distribution spatiale de cet indice, calculé sur les toutes les images de 2022, retranscrit la répartition et les variations de CCV observées sur le terrain. On identifie aisément les effets de la résolution spatiale : plus elle est fine, plus les images d'indices sont représentatives du mosaïquage et de l'hétérogénéité spatiale des objets présents sur le fond marins, et donc en accord avec les mesures de CCV ponctuelles réalisées in-situ (Figure 3).

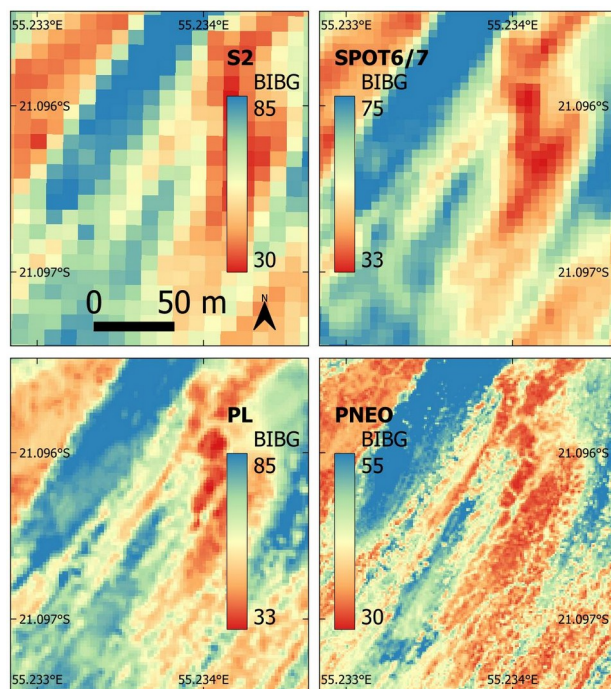


Figure 3. Indices de brillance bleu-vert BIBG calculés sur les quatre images satellites avec leur résolution spatiale : Sentinel-2 (10 m), SPOT6/7 (6 m), Pléiades (2 m) et Pléiades Neo (1,2 m).

Les bonnes corrélations établies entre les indices calculés sur les images de télédétection et les données de CCV (historiques et relevés in-situ récents) permettent d'exploiter ces données satellites pour cartographier les coraux des petits fonds des plateformes récifales de La Réunion. Le BIBG qui est calculé sur les bandes spectrales DB et B de l'image PNEO MS, ayant la plus fine résolution spatiale (1,2 m), obtient la meilleure corrélation avec les données de référence in-situ et est utilisé pour produire les cartes de CCV_s.

La conversion des BI en valeurs de CCV_s est effectuée à l'aide de l'équation de la droite de régression linéaire du BIDBB avec les valeurs in-situ de CCV (EQ2). Les valeurs de CCV_s calculées s'échelonnent sur la plage de 0 à 100% (seuillées en dehors), à la résolution de l'image MS PNEO et l'emprise spatiale comprise entre le trait de côte et le front récifal.

$$CCV_s = 52,281 \times BIDBB - 0,169 \quad (EQ2)$$

avec CCV_s : couverture corallienne vivante satellite (%)

$BIDBB$: valeur de brillance du pixel

La carte de CCV_s générée permet de localiser avec précision les zones coralliennes de sur l'ensemble de la plateforme récifale de l'Hermitage et à la résolution de l'image satellite. Elle met en évidence la forte hétérogénéité spatiale du platier récifal de l'Hermitage, différenciant les zones vivantes des zones détritiques mortes composées de débris et de sable coralliens (Figure 4).

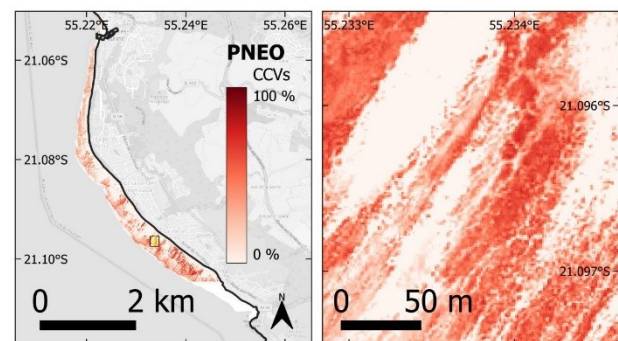


Figure 4. Couverture des coraux vivants sur la plateforme récifale de l'Hermitage estimée à partir de l'image satellite Pléiades Neo du 01/07/2022 et de l'indice de brillance sur les bandes Bleu Profond et Bleu (BIDBB).

Les CCV_s estimées par cette méthode sont directement liées aux BI calculés : plus les pixels absorbent le rayonnement lumineux incident, plus ils sont sombres et plus le taux de CCV_s calculé est fort. Indépendamment de la présence de corail, tout objet ou nature de fond susceptible d'interagir avec le rayonnement lumineux en l'éclaircissant ou l'assombrissant, aura un impact sur les valeurs estimées. Des organismes photosynthétiques autres que les coraux, comme les herbiers de phanérogames marines (*Syringodium isoetifolium* seule espèce présente à La Réunion), les algues (macroalgues dressées, corallinacées encroûtantes, turfs) ou encore les cyanobactéries, sont présents et peuvent ponctuellement occuper de grandes étendues sur les

récifs. Ces organismes, à cycle de développement souvent rapide, peuvent subir des variations de recouvrement saisonnières ou annuelles rapides et importantes, et sont ainsi susceptibles de perturber les résultats calculés sur les images. Les algues par exemple se développent rapidement à la saison estivale chaude, se densifiant et recouvrant de grandes sections des platiers et substrats meubles. En absorbant fortement le signal lumineux par leur activité photosynthétique, elles assombrissent les pixels et donc impactent les BI et potentiellement les recouvrements coralliens estimés par cette méthode. La présence d'herbiers de phanérogames sur les plateformes récifales a aussi un impact sur le signal. Comme les algues ils ont des cycles de développement saisonniers, mais moins marqués. Ces herbiers sont malheureusement en net déclin depuis plusieurs années à La Réunion, et leur présence se limite actuellement à quelques patches résiduels présents de manière diffuse et très localisée au nord de la zone de l'Hermitage (Baudouin & Ferrando-Demange, 2023). Leur localisation étant très circonscrite, un masquage spécifique peut être opéré dans les zones de développement pour limiter les perturbations sur les mesures.

Pour limiter au maximum les effets de ces perturbations potentielles, il est nécessaire de cibler, pour l'acquisition des images satellites, les périodes où le développement de ces organismes est au minimum : durant la période froide de l'hiver austral. Par opposition, les couvertures coralliennes sont, elles, plus stables dans le temps et peu sensibles aux variations saisonnières. Les évolutions de CCV sont des tendances lourdes sur le long terme et reflètent des changements importants dans l'état du milieu.

La qualité des images satellites joue un rôle important dans les analyses. Alors que la turbidité ou la présence de vagues aura tendance à éclaircir les pixels (voire masquer l'info sous-jacente en cas de déferlement en surface), les ombres de nuages ou une hauteur d'eau importante aura tendance à les assombrir. Il est donc nécessaire de disposer de bases de données historiques fournies et de réaliser des acquisitions régulièrement pour pouvoir filtrer et sélectionner les images permettant de produire des résultats optimaux. L'image PNEO, utilisée pour cette étude, a été acquise le 1^{er} juillet 2022 en période calme et froide, sans nuage, quelques jours après un important épisode de houle australe ayant nettoyé les algues du platier, limitant ainsi les perturbations potentielles dues à ces organismes.

Cette méthode de cartographie par télédétection satellite permet de considérer de manière exhaustive l'ensemble d'une zone d'étude. La carte produite fournit un état des lieux complet et instantané représentatif de l'état des coraux à la date d'acquisition de l'image. L'analyse diachronique sur plusieurs images satellites successives permettra de comparer

et de suivre les états du milieu et de mettre en évidence les changements importants.

3.2. Avantages d'une meilleure résolution spatiale

Les plateformes récifales réunionnaises, très hétérogènes et mosaïquées, présentent une zone de DAR peu profonde dans laquelle se développent des colonies coralliennes éparses, et un platier au recouvrement corallien peu dense traversé en alternance par des sillons détritiques étroits couvrants des très petites surfaces. Ces caractéristiques ne sont à priori pas favorables à la cartographie par télédétection satellite, dont les relativement faibles résolutions spatiales rendent difficilement compte de la forte variabilité du terrain. Les résultats de cette étude mettent pourtant en évidence les capacités des images MS satellites S2, SPOT6/7, PL et PNEO à estimer avec fiabilité la CCV sur ces zones particulières. Les colonies coralliennes de petite taille (sub-métrique) aux contours rendus souvent diffus par un enlèvement partiel, produisent de nombreux pixels mixtes souvent difficiles à discriminer, et d'autant plus que les résolutions spatiales des images sont faibles. Pour cette étude, l'accès à des données satellites récentes PNEO, dont les résolutions spatiales sont 40% plus fines que la génération précédente PL, nous a permis d'évaluer l'apport supplémentaire de ce satellite pour la cartographie des zones récifales à La Réunion. La comparaison des images PL et PNEO met en évidence les avantages d'une meilleure résolution spatiale dans ce contexte. Les structures présentes sur les fonds marins sont facilement identifiables sur les images PNEO et leurs contours sont plus nets. Les colonies coralliennes isolées sombres ressortent clairement sur le substrat sableux clair de la DAR, et les fins sillons sableux traversant le platier sont aussi plus clairement visibles (Figure 5).

Les structures particulières mises en évidence par Bajjouk et al. (2019), formées par des langues de débris coralliens progressant sur le platier au détriment des colonies coralliennes vivantes (acropores branchus principalement), sont clairement identifiables sur les images, avec un gain apporté par la résolution plus fine des images PNEO par rapport aux images PL, permettant une meilleure identification des objets, dont les contours nets laissent envisager la détection des plus petits changements. L'analyse par photo-interprétation des images PL et PNEO de 2022 nous a permis de mettre en évidence la progression sur plus de 6,5 mètres de l'une de ces structures détritiques durant les 2 mois séparant les deux acquisitions (Figure 5). Ce déplacement important fait suite au déferlement sur les platiers de l'ouest de l'île d'une grande houle australe de sud (hauteur significative supérieure à 5 m) quelques jours avant l'acquisition de la seconde image.

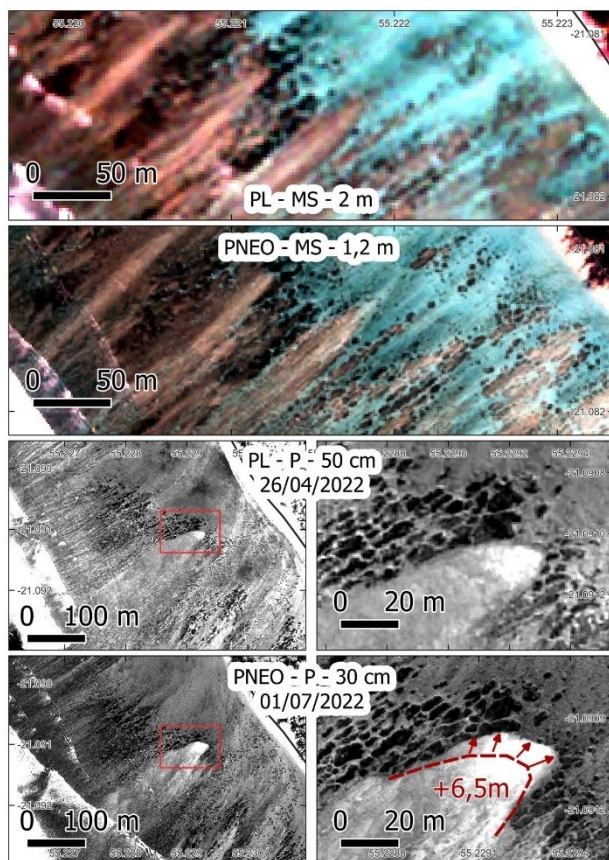


Figure 5. Différences de résolution entre les images Pléiades et Pléiades Neo sur la plateforme récifale de l'Hermitage. En bas, mise en évidence de la progression d'une langue de débris coralliens clairs sur le platier au détriment des coraux vivants plus sombres.

L'amélioration des vecteurs, des capteurs et des méthodes de traitement disponibles, notamment la photogrammétrie SfM (pour Structure From Motion), a conduit à une augmentation récente de l'utilisation de l'imagerie aérienne drone pour la cartographie dans le domaine marin (Casella et al., 2016 ; Kabiri et al., 2020). Ce type d'image est de plus en plus employé par les différents acteurs, spécialistes ou novices dans le domaine de la télédétection, il est peu coûteux, rapidement et facilement déployable, et nécessite peu de connaissances pour sa mise en œuvre (Joyce et al., 2018). L'accès grand-public à des logiciels de traitement simples rend possible la production et l'exploitation de données issues des photographies drones sur des zones relativement importantes (orthophotos, modèles numériques de terrain). Couplée à des méthodes de traitement performantes, comme l'intelligence artificielle (IA) en plein essor, la très bonne résolution spatiale de ces données (centimétrique) permet d'envisager des cartographies précises des littoraux (Osco et al., 2021 ; Mata et al. 2024). En raison de contraintes matérielles (autonomie, capteurs), techniques (prétraitements,

volumes et temps de production des jeux de données, mise à disposition), et réglementaires (habilitations, autorisations), les jeux de données drones restent encore aujourd'hui relativement rares et peu disponibles, et ne permettent pas de couvrir en opérationnel de manière exhaustive et régulière de grandes surfaces au-delà de quelques km². Les résultats de cette étude confirment que les images satellites à très haute résolution (THR) permettent des suivis environnementaux à large échelle comme celui de la CCV sur la plateforme récifale de l'Hermitage, ainsi que la détection des changements les plus fins ayant un impact sur la complexité des milieux et la biodiversité. Le renouvellement des constellations de satellites, dont les résolutions spatiales, spectrales et temporelles sont sans cesse améliorées, permet de combler les écarts techniques avec les données aériennes, notamment grâce à une amélioration des résolutions spatiales qui permet l'identification plus claire des cibles sur le terrain. Le nouveau capteur MS de PNEO offre actuellement un bon compromis en termes de résolutions, qualité, étendue spatiale, et disponibilité des données pour réaliser ce type de suivis sur le milieu marin. Au niveau international plusieurs constellations comme les satellites WV de Maxar, offrent depuis de nombreuses années des caractéristiques similaires à PNEO et ont montré leurs potentialités pour la cartographie récifale (Andréfouët et al., 2003 ; Collin et al., 2012). La constellation de plus de 200 satellites de l'entreprise Planet offre depuis 2021 des images à très haute résolution temporelle (jusqu'à plusieurs images par jour) avec une résolution spatiale de l'ordre de 3,5 m. Même si ces données nécessitent des prétraitements spécifiques (géométrie et radiométrie) pour être exploitées, elles ont aussi montré leur intérêt pour l'étude et le suivi récifs coralliens (Li et al., 2019 ; Lyons et al., 2024).

4. Conclusion et perspectives

Cette étude s'inscrit dans le continuum de recherche visant à inscrire la télédétection dans la boîte à outil de suivi des trajectoires récifales et de celles de La Réunion en particulier. Dans d'autres études, il avait été montré le potentiel de l'imagerie satellite pour cartographier les épisodes de blanchissement (Nicet et al., 2019) ou aérienne HS pour cartographier les recouvrements de coraux vivants (Bajjouk et al., 2019).

Nos résultats confirment que la CCV des plateformes récifales de La Réunion peut être estimée précisément à partir d'un BI calculé sur les images satellites d'observation de la Terre S2, SPOT6/7, PL et PNEO, ayant des caractéristiques spectrales communes. En l'absence de pré-traitement visant à corriger les effets de la colonne d'eau, les bandes spectrales DB, B et G sont à privilégier par rapport aux bandes R et NIR plus sensibles aux variations de la bathymétrie. La carte des CCV produite met en évidence la forte hétérogénéité spatiale des plateformes à l'échelle de l'ensemble du récif de l'Hermitage. Elle permet de dissocier et localiser avec précision les zones de corail vivant et les

zones détritiques composées de débris coralliens morts.

L'ensemble des résolutions spatiales des images analysées (comprises entre 1,2 m et 10 m) sont exploitables pour estimer la CCV. Cependant, en raison des caractéristiques particulières de la plateforme récifale réunionnaise, peu étendue, très mosaïquée avec de faibles recouvrements coralliens dispersés au milieu du substrat environnant et difficilement détectables, la résolution des images S2 semble insuffisante pour obtenir de bonnes corrélations avec les données in-situ à La Réunion. Le satellite PNEO grâce à des spécifications améliorées par rapport aux autres satellites testés S2, SPOT6/7 et PL a confirmé ses bonnes potentialités pour la cartographie récifale. Sa meilleure résolution spatiale semble notamment plus adaptée aux spécificités des plateformes récifales réunionnaises. La nouvelle bande spectrale DB, permet aussi d'améliorer la qualité des estimations sur les aux mesures in-situ.

Les acteurs scientifiques et institutionnels français (et étrangers sous conditions), grâce au Dispositif Institutionnel National d'Accès Mutualisé en Imagerie Satellitaire (DINAMIS)⁸ de l'Infrastructure de Recherche Data Terra, disposent d'un accès facilité à la donnée spatiale, dont les satellites SPOT6/7, PL et PNEO, ce qui permet d'envisager des suivis réguliers sur ces milieux à partir de séries temporelles d'images plus complètes. Le traitement de données nombreuses et fréquentes, pourra nécessiter le développement de chaînes de traitement adaptées pour automatiser leur exploitation et réaliser des analyses diachroniques, permettant ainsi d'identifier les changements et de suivre les dynamiques sur le long terme.

Références

Allemand, D., Tambutté, E., Zoccola, D., & Tambutté, S. (2011). Coral Calcification, Cells to Reefs. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 119–150). Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4>

Andréfouët, S., Maritorea, S., & Loubersac, L. (2000). Un bilan de la télédétection appliquée aux milieux coralliens. *Océanis*, 26(3).

Andréfouët, S., & Payri, C. (2000). Scaling-up carbon and carbonate metabolism of coral reefs using in-situ data and remote sensing. *Coral Reefs*, 19(3), 259–269. <https://doi.org/10.1007/s003380000117>

Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K. E., Hochberg, E. J., Garza-Pérez, R., Mumby, P. J., Riegl, B., Yamano, H., White, W. H., Zubia, M., Brock, J. C., Phinn, S. R., Naseer, A., Hatcher, B. G., & Muller-Karger, F. E. (2003). Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment*, 88(1–2), 128–143. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.005>

⁸ <https://dinamis.data-terra.org/>

Andrello, M., Darling, E. S., Wenger, A., Suárez-Castro, A. F., Gelfand, S., & Ahmadi, G. N. (2022). A global map of human pressures on tropical coral reefs. *Conservation Letters*, 15(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/conl.12858>

Bajjouk, T., Mouquet, P., Ropert, M., Quod, J. P., Hoarau, L., Bigot, L., Le Dantec, N., Delacourt, C., & Populus, J. (2019). Detection of changes in shallow coral reefs status: Towards a spatial approach using hyperspectral and multispectral data. *Ecological Indicators*, 96(August 2018), 174–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.052>

Baudouin, A., Ferrando-Demange, J. (2023). Complémentarité entre méthodes d'analyse in situ (SEARAM) et techniques de télédétection pour l'évaluation de l'état écologique des herbiers marins de La Réunion. Rapport de stage de M¹ de l'Université de La Réunion. 58pp.

Beck, M.W., Losada, I.J., Menéndez, P. et al. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nat Commun* 9, 2186. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04568-z>

Bellwood, D. R. (1995). Carbonate transport and within-patterns of bioerosion and sediment release by parrotfishes (family Scaridae) on the Great Barrier Ecology, Marine Series, Progress February, Published. Marine Ecology Progress Series, 117(2), 127–136.

Berman, ".B.", "Transformations in Regression", [online] Available at: <https://stattrek.com/regression/linear-transformation> URL [Accessed Date: 10/8/2024].

Bigot, L. (2008). Evolution spatio-temporelle de la biodiversité et de la structure des communautés benthiques entre 1998 et 2008 sur les stations sentinelles GCRMN de la Réunion. Rapport ECOMAR pour le compte de APMR 32 p. + annexes.

Birkeland, C. (1997). Implications for resource management. In Birkland C. (ed.) *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall Publ., New-York: 411-435.

Bonn, F., & Rochon, G. (1992). Précis de télédétection: Principe et méthode. Presse Univ. du Québec, AUPELF-UREF, 485p.

Bourmaud, C.A.F., Abouidane A., Boissier P., Leclere L., Mirault E., Pennober G. (2005). Coastal and marine biodiversity of La Reunion. *Indian Journal of Marine Sciences*, 34 (1), p. 98-103. ISSN 0379-5136.

Bruch, W., Cordier, E., Floc'h, F. et Pearson, S. G. (2022). Water Level Modulation of Wave Transformation, Setup and Runup Over La Saline Fringing Reef. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 127(7), e2022JC018570. <https://doi.org/10.1029/2022JC018570>

Bruno, J.F., Sweatman, H., Precht, W.F., Selig, E.R., Schutte, V.G.W. (2009). Assessing evidence of phase

shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology* 90:1478-1484.

Casella, E., Collin, A., Harris, D., Ferse, S., Bejarano, S., Parravicini, V., ... & Rovere, A. (2017). Mapping coral reefs using consumer-grade drones and structure from motion photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, 36, 269-275. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1522-0>

Chambault, P., Hattab, T., Mouquet, P., Bajjouk, T., Jean, C., Ballorain, K., Ciccione, S., Dalleau, M., Bourjea, J. (2021). A methodological framework to predict the individual and population-level distributions from tracking data. *Ecography*, 44(5), 766-777. <https://doi.org/10.1111/ecog.05436>

Collin, A., Hench, J. L., & Planes, S. (2012). A novel spaceborne proxy for mapping coral cover. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, July, 9–13.

Cordier, E. (2007). Dynamique hydrosédimentaire du récif frangeant de l'Hermitage / La Saline (La Réunion) : Processus physiques et flux sédimentaires. 208. <https://theses.hal.science/tel-00321180>

Cornwall, C. E., Comeau, S., Kornder, N. A., Perry, C. T., van Hooidek, R., DeCarlo, T. M., Pratchett, M. S., Anderson, K. D., Browne, N., Carpenter, R., Diaz-Pulido, G., D'Olivo, J. P., Doo, S. S., Figueiredo, J., Fortunato, S. A. V., Kennedy, E., Lantz, C. A., McCulloch, M. T., González-Rivero, M., ... Lowe, R. J. (2021). Global declines in coral reef calcium carbonate production under ocean acidification and warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(21). <https://doi.org/10.1073/pnas.2015265118>

Cuet, P. (1989). Influence des résurgences d'eau douce sur les caractéristiques physicochimiques et métabolique' de l'écosystème récifal à la Réunion. Doctorat en Chimie' de l'Environnement, Université d'Aix- Marseille III, Marseille. 295 pp.

Cuet, P., Atkinson, M., Blanchot, J., Casareto, B., Cordier, E., Falter, J., Frouin, P., Fujjimura, H., Pierret, C., Susuki, Y., and Tourrand, C. (2011). CNP budgets of a coral-dominated fringing reef in La Réunion, France : coupling of oceanic phosphate and groundwater nitrate. *Coral Reefs*. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0744-4>

David G., Mirault E., Pennober G., Révillion R. (2008). Unités Paysagères et services écosystémiques, l'exemple des récifs coralliens. *Vertigo* : La Revue Électronique en Science de l'Environnement, 2012, Hors-série 14. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12570>

Deniel, C., Kieffer, G., Lecointre, J. (1992). New ²³⁰Th-²³⁸U and ¹⁴C age determinations from Piton des Neiges volcano, Reunion—A revised chronology for the Differentiated Series. *Journal of volcanology and geothermal research*, 51(3), 253-267. [https://doi.org/10.1016/0377-0273\(92\)90126-X](https://doi.org/10.1016/0377-0273(92)90126-X)

Elliff, C. I., & Silva, I. R. (2017). Coral reefs as the first line of defense: Shoreline protection in face of climate change. *Marine Environmental Research*, 127, 148–154. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.03.007>

Escadafal, R., & Bacha, S. (1996) Strategy for the dynamic study of desertification. In: *Proceedings of the ISSS International Symposium Ouagadougou, Burkino Faso*, p. 19-34.

Eyre, B. D., Andersson, A. J., & Cyronak, T. (2014). Benthic coral reef calcium carbonate dissolution in an acidifying ocean. *Nature Climate Change*, 4(11), 969–976. <https://doi.org/10.1038/nclimate2380>

Ferrario, F., Beck, M. W., Storlazzi, C. D., Micheli, F., Shepard, C. C., & Airoidi, L. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, 5(May), 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms4794>

Good, A. M., & Bahr, K. D. (2021). The coral conservation crisis: interacting local and global stressors reduce reef resiliency and create challenges for conservation solutions. *SN Applied Sciences*, 3(3), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04319-8>

Hedley, J. D., Roelfsema, C. M., Chollett, I., Harborne, A. R., Heron, S. F., J. Weeks, S., ... & Mumby, P. J. (2016). Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. *Remote Sensing*, 8(2), 118. <https://doi.org/10.3390/rs8020118>

Hedley, J. D., Roelfsema, C., Brando, V., Giardino, C., Kutser, T., Phinn, S., Mumby, P. J., Barrilero, O., Laporte, J., & Koetz, B. (2018). Coral reef applications of Sentinel-2: Coverage, characteristics, bathymetry and benthic mapping with comparison to Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, 216(July), 598–614. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.014>

Hoarau, L., Mouquet, P., Ropert, M., Cuvillier, A., Massé, L., Bonhommeau, S., Bigot, L., Cauvin, B., Pothin, K., Bajjouk, T. (2023). Negative sea level anomalies with extreme low tides in the South-West Indian Ocean shape Reunion Island's fringing coral reef flats. *Ecological Indicators*, 154, 110508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110508>

Hochberg, E. J., & Atkinson, M. J. (2003). Capabilities of remote sensors to classify coral, algae, and sand as pure and mixed spectra. *Remote Sensing of Environment*, 85(2), 174–189. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00202-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00202-X)

Hoegh-Guldberg, O., Poloczanska, E. S., Skirving, W., & Dove, S. (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, 4(MAY). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>

Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., ... & Wilson, S. K. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*,

- 359(6371), 80-83.
<https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Joyce, K. E., Phinn, S. R., & Roelfsema, C. M. (2013). Live coral cover index testing and application with hyperspectral airborne image data. *Remote Sensing*, 5(11), 6116–6137. <https://doi.org/10.3390/rs5116116>
- Joyce, K. E., Duce, S., Leahy, S. M., Leon, J., & Maier, S. W. (2018). Principles and practice of acquiring drone-based image data in marine environments. *Marine and Freshwater Research*, 70(7), 952-963. <https://doi.org/10.1071/MF17380>
- Kabiri, K., Rezai, H., & Moradi, M. (2020). A drone-based method for mapping the coral reefs in the shallow coastal waters—case study: Kish Island, Persian Gulf. *Earth Science Informatics*, 13(4), 1265-1274.
- Lange, I. D., Perry, C. T., & Alvarez-Filip, L. (2020). Carbonate budgets as indicators of functional reef “health”: A critical review of data underpinning census-based methods and current knowledge gaps. *Ecological Indicators*, 110(October 2019), 105857. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105857>
- Le Goff R., Ropert M., Bajjouk, T., Bein, A., Cambert, H., Cebeillac, A., Cuét, P., Delacourt, C., Duval, M., Maurel, L., Mouquet, P., Nicet, J.B., Populus, J., Quod, J.P., Talec, P., Turquet, J., Vermenot, C., Zubia, M. (2012). *Projet Bio-Indication à la Réunion : définition d'indicateurs adaptés aux récifs coralliens de la Réunion. Rapport Final 2012. Conventions Onema/Ifremer de 2009 à 2012. RST-DOI 2012-16. 123p.* <https://archimer.ifremer.fr/doc/00209/32022/>
- Lemahieu, A., Pennober, G., David, G., Lavigne, F., Pothin, K., & Gérard, L. (2013). *Élaboration d'un protocole de suivi de la fréquentation au sein de la Réserve naturelle marine de la Réunion France, Océan Indien. Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 13(1).
- Li, J., Schill, S. R., Knapp, D. E., & Asner, G. P. (2019). Object-based mapping of coral reef habitats using planet dove satellites. *Remote Sensing*, 11(12), 1445. <https://doi.org/10.3390/rs11121445>
- Lyons, M. B., Murray, N. J., Kennedy, E. V., Kovacs, E. M., Castro-Sanguino, C., Phinn, S. R., ... & Roelfsema, C. M. (2024). New global area estimates for coral reefs from high-resolution mapping. *Cell Reports Sustainability*, 1(2). <https://doi.org/10.1016/j.crsus.2024.100015>
- Machabee, J. (2024). *Caractérisation de l'hydromorphodynamique de la zone intertidale du récif frangeant de l'Hermitage par caméra vidéo (La Réunion), thèse de doctorat de l'Université de la Réunion*, 327 p.
- Mahabot, M.M., Pennober, G., Suanez, S., Troadec R., Delacourt C. (2017) *Effect of Tropical Cyclones on Short-Term Evolution of Carbonate Sandy Beaches on Reunion Island, Indian Ocean. Journal of Coastal Research* 1 July 2017; 33 (4): 839–853. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00031.1>
- Mata, A., Moffat, D., Almeida, S., Radeta, M., Jay, W., Mortimer, N., ... & Groom, S. (2024). Drone imagery and deep learning for mapping the density of wild Pacific oysters to manage their expansion into protected areas. *Ecological Informatics*, 82, 102708. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102708>
- Mathieu, R., Pouget, M., Cerville, B., & Escadafal, R. (1998). Relationships between satellite-based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typical soil color of an arid environment. *Remote Sensing of Environment*, 66(1), 17-28. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00030-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00030-3)
- Moberg, E., Allison, E. H., Harl, H. K., Arbow, T., Almaraz, M., Dixon, J., Scarborough, C., Skinner, T., Rasmussen, L. V., Salter, A., Lei, X. G., & Halpern, B. S. (2021). Combined innovations in public policy, the private sector and culture can drive sustainability transitions in food systems. *Nature Food*, 2(4), 282–290. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00261-5>
- Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, 29(2), 215-233. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00009-9)
- Montaggioni, L. (1976). *Histoire géologique des récifs coralliens de l'archipel des Mascaignes*. In : Guézé P. (dir.). *Biologie marine et exploitation des ressources de l'Océan Indien occidental*. Paris : ORSTOM, p. 113-128. (Travaux et Documents de l'ORSTOM ; 47). *Biologie Marine et Exploitation des Ressources de l'Océan Indien Occidental : Colloque Commerson, Saint-Denis (RE), 1973/10/16-24*. ISBN 2-7099-0387-3. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:29303>
- Mouquet, P., & Quod, J. (2010). *Spectrohabent-OI. Acquisition et analyse de la librairie spectrale sous-marine & Document Annexe - Fiches par type.* <https://archimer.ifremer.fr/doc/00005/11647/>
- Mumby, P. J., Skirving, W., Strong, A. E., Hardy, J. T., LeDrew, E. F., Hochberg, E. J., Stumpf, R. P., & David, L. T. (2004). Remote sensing of coral reefs and their physical environment. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3–4), 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.10.031>
- Nicot, J.B., Mouquet, P., Tollis, S., & Bigot, L. (2016). *Cartographie des habitats des récifs coralliens de La Réunion. Elaboration des fiches d'habitats marins et cartographie associée. Préfiguration de la Trame Bleue Marine.* <https://sextant.ifremer.fr/geonetwork/srv/api/records/15d65c1a-86c4-4814-baa0-e34f59bf5c31>
- Nicot, J.B., Dufay, V., Mouquet, P., Obura, D., Pennober, G., Pinault, M., Wickel, J., Bigot, L., Chabanet, P. (2019). *Intensité et impact environnemental du blanchissement corallien massif*

de 2019 sur les récifs coralliens de La Réunion. Projet BECOMING 2019. Rapport MAREX, ESPACEDEV, ENTROPIE, UR, IRD, SEAS-OI, CORDIO pour la DEAL Réunion, à RNMR et l'IFRECOR, 70 pages + annexes.

Oscro, L. P., Junior, J. M., Ramos, A. P. M., de Castro Jorge, L. A., Fatholahi, S. N., de Andrade Silva, J., ... & Li, J. (2021). A review on deep learning in UAV remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 102, 102456. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102456>

Pascal, N., Leport, G., Allenbach, M., Marchand, C. (2016). "Valeur économique des services rendus par les récifs coralliens et écosystèmes associés des Outre-mer français" Rapport technique IFRECOR, 56 pages.

Perry, C. T., Alvarez-Filip, L., Graham, N. A., Mumby, P. J., Wilson, S. K., Kench, P. S., ... & Macdonald, C. (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, 558(7710), 396-400.

Price, B. A., Harvey, E. S., Mangubhai, S., Saunders, B. J., Puotinen, M., & Goetze, J. S. (2021). Responses of benthic habitat and fish to severe tropical cyclone Winston in Fiji. *Coral Reefs*, 40(3), 807–819. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02086-x>

Purkis, S. J. (2018). Remote sensing tropical coral reefs: The view from above. *Annual review of marine science*, 10(1), 149-168. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063249>

Roberts, H. H. (2004). Physical processes as agents of sediment transport in carbonate systems: examples from St. Croix, USVI. *Terrestrial and Marine Geology of St. Croix*, 8, 95-104.

Rogers, J. S., Monismith, S. G., Feddersen, F., & Storlazzi, C. D. (2013). Hydrodynamics of spur and groove formations on a coral reef. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(6), 3059–3073. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20225>

Ropert, M., Mouquet, P., Bajjouk, T., Delacourt, C. (2016). HYSORES : Cartographies hyperspectrales appliquées aux écosystèmes coralliens et à leur état de santé. Ref. RST-DOI/ 2016-04. Ifremer. <https://doi.org/10.13155/46122>

Rougerie, F., Fagerstrom, J. A., & Andrieu, C. (1992). Geothermal endo-upwelling: a solution to the reef nutrient paradox?. *Continental Shelf Research*, 12(7-8), 785-798. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(92\)90044-K](https://doi.org/10.1016/0278-4343(92)90044-K)

Urbina-Barreto, I., Chiroleu, F., Pinel, R., Fréchet, L., Mahamadaly, V., Elise, S., ... & Adjeroud, M. (2021). Quantifying the shelter capacity of coral reefs using photogrammetric 3D modeling: From colonies to reefscapes. *Ecological Indicators*, 121, 107151.

Virgen-Urcelay A., & Donner S.D. (2023) Increase in the extent of mass coral bleaching over the past half-century, based on an updated global database. *PLoS ONE* 18(2): e0281719. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281719>

Wilson, S. K., Graham, N. A. J., & Polunin, N. V. C. (2007). Appraisal of visual assessments of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. *Marine Biology*, 151(3), 1069–1076. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0538-3>

Xu, J., & Zhao, D. 2014. Review of coral reef ecosystem remote sensing. *Acta Ecologica Sinica*, 34(1), 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.11.003>