Rapport bibliographique sur les topsoils. Suivi de : Dispositifs de suivi des mangroves en contexte minier : mesures in situ, télédétection satellitaire optique et radar. Rapport scientifique final

Léa Hatteschweiler, Hamid Amir, Laurent L'Huillier, Bruno Fogliani, Cyril Marchand, Thomas Quiniou, Rémi Andréoli

▶ **To cite this version:**

Léa Hatteschweiler, Hamid Amir, Laurent L'Huillier, Bruno Fogliani, Cyril Marchand, et al.. Rapport bibliographique sur les topsoils. Suivi de : Dispositifs de suivi des mangroves en contexte minier : mesures in situ, télédétection satellitaire optique et radar. Rapport scientifique final. [Rapport de recherche] Programmes Ecomine biotop et Mangrove. Tome Nickel et Environnement, CNRT Nickel et son environnement. 2011, 28 p., 130 p. ird-02154768

HAL Id: ird-02154768
https://ird.hal.science/ird-02154768

Submitted on 13 Jun 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

CNRT "Nickel et son environnement"

Rendu scientifique

Edition 2012

Bibliographie sur les topsoils

Suivi des mangroves en contexte minier

Tome Nickel et Environnement

Bibliographie sur les topsoils en Nouvelle-Calédonie

Etude financée par le CNRT « Nickel et son environnement

Ce programme a bénéficié d'un cofinancement

Programme de recherche appliquée lancé en 2009

Travaux réalisés par l'IAC, l'IRD, le SIRAS, le CNRS et l'UNC

Projet d'une durée de 48 mois

Rendu Final de 28 pages

2011

Rapport bibliographique

Bibliographie sur les topsoils

De : Léa Hatteschweiler
Hamid Amir, Laurent L'Huillier
et Bruno Fogliani

JUIN 2011

CNRT NICKEL & son environnement

Projet Ecomine « Caractérisation et fonctionnement du système sol/plante/microorganisme dans les maquis miniers et perspective d'application à la restauration écologique »	Hamid Amir (UNC)

CNRT Nickel et son environnement

Projet Ecomines-BioTop
(2010-2013)

« Caractérisation et fonctionnement du système sol/plante/microorganismes dans les maquis miniers. Perspectives d'application à la restauration écologique »

Nom d'Axe : Nickel et environnement (NE)
Nom de projet : ECOMINE bioTop (n° 15)

Rapport bibliographique sur les topsoils (2011)

Rédigé par Léa Hatteschweiler pour le collectif du projet Ecomine-BioTop,
Sous la direction de Hamid Amir , Laurent L'Huillier et Bruno Fogliani

1. Introduction

Ce bilan bibliographique a pour but de faire un état des connaissances sur les potentialités des topsoils et leur gestion dans la restauration écologique de terrains miniers dégradés. Ces données s'appuieront sur les travaux menés en Nouvelle-Calédonie, mais aussi en Australie et dans d'autres pays du monde. La synthèse sera par la suite complétée d'un questionnaire rassemblant les connaissances et expérimentations de différents groupes miniers, sur la gestion des topsoils en Nouvelle-Calédonie, afin de pouvoir dresser une liste de recommandations pratiques.

Jusqu'à présent, très peu de données ont été répertoriées concernant les modalités optimales de conservation, de gestion et d'utilisation des topsoils en Nouvelle-Calédonie. Le topsoil constitue pourtant une ressource naturelle essentielle, qui semble incontournable pour garantir le succès de la réhabilitation écologique des sites miniers.

Cette synthèse permettra de rassembler les informations dispersées ou indisponibles concernant ce sujet et d'en faire le point pour en tirer l'essentiel. Elle servira de base à l'exploitation des résultats de recherche du projet « Ecomine BioTop », car il est toujours essentiel d'avoir une bonne maîtrise de la littérature dans le domaine d'étude pour exploiter au mieux les protocoles disponibles et les résultats obtenus.

1.1 Définition d'un topsoil

La définition d'un topsoil est un sujet de discussion faisant l'objet de plusieurs réponses possibles selon les caractéristiques prises en compte.

Le topsoil, terme anglo-saxon signifiant « sol de surface » est souvent assimilé à l'horizon superficiel du profil pédologique (A) (Tacey & Glossop, 1980), où la matière organique et la fraction minérale sont étroitement liées, mais dont l'épaisseur est variable. De manière plus imprécise, d'autres utilisent ce terme en référence à un substrat contenant les éléments qui soutiennent la croissance des plantes (Hargis & Redente, 1984). On peut le définir également comme « l'horizon fertile » contenant les agrégats, l'essentiel de la matière organique, les microorganismes, la faune du sol, la litière et les graines tombées au sol.

Le terme « terre végétale » est parfois employé, notamment localement, pour désigner des substrats décapés superficiellement, d'aspect sombre et riche en matière organique, et utilisés afin d'enrichir des terrains de faible fertilité, en particulier dans les lotissements. Toutefois un topsoil ne peut pas être limité à cette terminologie et cet usage.

Selon la nature du substrat géologique (latérites, serpentines,…) et sa position dans le relief, selon l'étendue des racines et la microflore active associée, le topsoil aura des propriétés physico-chimiques et des épaisseurs différentes, généralement comprises entre 10 et 30 cm. Cette épaisseur peut atteindre plusieurs dizaines de centimètres dans le cas d'enracinements profonds.

Les topsoils peuvent être définis et regroupés suivant leur texture et leurs caractères dominants : matériel organique, caractères physico-chimiques, biologiques, drainage, usage sur terrain, érosion ou dégradation, conditions externes physiques et pente (FAO, 1998).

L'horizon sous-jacent (« subsoil » en anglais) est souvent étudié en même temps que le topsoil et il fait l'objet de recommandations portant sur la gestion de ces deux substrats. Le subsoil possède en effet des caractéristiques qui sont en général favorables à l'enracinement, et la remise en place de ces deux horizons semble être une méthode à privilégier lorsque c'est

possible.

1.2 Principe global de la restauration écologique

La restauration écologique, qui concerne la reconstruction de biotopes ou d'écosystèmes dégradés variés, est définie par la Society for Ecological Restoration (SER) comme étant le « processus qui assiste l'autoréparation d'un écosystème dégradé, endommagé ou détruit. Le but de cette opération est de revenir à la structure, à la diversité et à la dynamique de cet écosystème. »

Les opérations de revégétalisation des zones dénudées ou endommagées par l'activité minière doivent avoir clairement pour objectif l'installation à terme d'une couverture végétale, qui puisse protéger les pentes contre l'érosion, réguler les débits hydriques, assurer la reconstitution stable des écosystèmes dans leurs propriétés et fonctions, ainsi que dans leur qualités et diversités biologiques, afin de garantir la réintégration des sites impactés dans le paysage (L'Huillier *et al*., 2010b).

Le principe préconisé en Nouvelle-Calédonie, consiste à amorcer le processus de la succession primaire ou à accélérer et parfois redynamiser le processus de la succession végétale secondaire, par l'implantation d'espèces pionnières dans le premier cas et d'espèces secondaires, dans le second. Le processus de la succession doit permettre à la couverture végétale d'évoluer vers des groupements végétaux de plus en plus complexes et biologiquement diversifiés, grâce à l'implantation naturelle ou assistée, d'espèces secondaires, puis forestières.

1.3 Potentialités et intérêts du topsoil en restauration écologique

La régénération naturelle, l'ensemencement et la plantation représentent les trois principales techniques de revégétalisation permettant d'initier les processus de restauration d'un site dégradé. Grant & Koch (2007) recommandent la combinaison de ces techniques, de manière raisonnée, afin de reconstituer le plus rapidement possible un couvert végétal diversifié, d'un point de vue biologique et fonctionnel.

Le topsoil frais contient tous les éléments nécessaires pour réamorcer progressivement une végétation biologiquement équilibrée : une réserve importante de matière organique, de microorganismes utiles, de graines, de racines et de propagules d'espèces locales adaptées aux sols ultrabasiques, convenant parfaitement pour la reconstitution de l'écosystème originel spécifique. Il doit donc être utilisé en premier lieu, puisqu'il peut permettre l'implantation naturelle de 40 à 70% des espèces initialement présentes, et ce à moindre coût (Ward *et al.*, 1996).

Les topsoils ne présentent toutefois pas tous les mêmes caractéristiques qualitatives et quantitatives. Les potentialités d'un topsoil pour la restauration écologique des sites miniers dépendent de la formation végétale en place, qui conditionne la richesse en matière organique et la richesse en graines viables, ou banque de graines, dont la quantité et la composition spécifique

détermineront la possibilité de réimplantation. Ces potentialités dépendent aussi du contenu en champignons mycorhiziens jouant un rôle important dans l'adaptation des végétaux aux fortes contraintes des terrains miniers, et plus généralement de diverses caractéristiques physico-chimiques du sol.

2. Historique de l'utilisation du topsoil par différentes sociétés minières à travers le monde

Diverses publications montrent que l'utilisation du topsoil est étudiée et maîtrisée depuis plusieurs années dans certains pays, comme le Brésil, les Etats-Unis et surtout l'Australie.

Les pratiques d'utilisation du topsoil ont beaucoup évolué depuis quelques décennies. Au départ, le topsoil était enlevé assez grossièrement par les engins miniers puis stocké pour une durée indéterminée, avant son épandage sur les terrains à réhabiliter. Les terrains revégétalisés pouvaient être reboisés avec des essences à croissance rapide et destinées à la production de bois. A ces plantations s'ajoutait un apport de semences et de fertilisants, pour palier à la dilution du topsoil survenue lors de sa manipulation et de son stockage (Ruiz, 2006).

Cependant, les acteurs de la réhabilitation se sont peu à peu rendu compte du potentiel germinatif du topsoil, par l'apparition de plantules issues de la germination spontanée de graines contenues dans le « seed bank » (banque ou réserve de graines), c'est-à-dire des graines provenant des espèces végétales installées sur ce sol avant son décapage. Afin de préserver ce potentiel germinatif, les stratégies ont évolué : avec un prélèvement plus fin du topsoil (la réserve de graines se trouve dans les premiers centimètres), un temps de stockage plus court, pour éviter la compaction et d'autres phénomènes qui entraînent la perte des graines contenues dans le sol (Tacey, 1979 ; Tacey & Glossop, 1980; Hargis & Redente, 1984). De plus, pour augmenter le nombre de germinations naturelles, les sociétés minières ont mis en place le « double stripping », c'est-à-dire un deuxième apport de topsoil frais n'ayant pas ou très peu subis de stockage, afin de compenser la perte de qualité du topsoil stocké (Tacey & Glossop, 1980). Mais comme les résultats restaient moyennement satisfaisants, il est apparu nécessaire de mener des études sur la banque de graines des topsoils.

Dans un premier temps, il s'agissait de comparer le potentiel naturel du topsoil et les résultats obtenus lors de la restauration de milieux dégradés (Bellairs & Bell, 1993). Au Brésil, un programme de restauration a été développé au début des années 1980 dans les mines de Bauxite. Les résultats démontrent l'importance de la régénération naturelle par apport de topsoil qui favorise la productivité et la biodiversité des forêts restaurées. L'intégration supplémentaire d'une grande variété d'espèces secondaires dans la succession, permet une restauration à long terme, en compensant les limitations de la dispersion des semences, et donc de la recolonisation (Parotta & Knowles, 1999). Dans les mines du Sud de l'Afrique, le topsoil contient une importante réserve de graines persistantes permettant à la végétation native, dénommée fynbos, de reprendre ses droits face à l'invasion de ces milieux par un *Acacia* introduit (Holmes, 2001). En outre, le topsoil a généralement une meilleure capacité de rétention de l'eau que le subsoil, il contient des nutriments nécessaires à la croissance des plantes, en plus de la micro-flore et

micro-faune essentielles pour les processus de recyclage des nutriments et le ré-établissement du couvert végétal. Même épandu en fine couche, il améliore les conditions du subsoil.

Dans un second temps, plusieurs auteurs ont étudié l'impact de la gestion du topsoil sur le rendement de la banque de graines (Bellairs & Bell, 1993 ; Koch *et al*., 1996), en recherchant notamment quelles étapes du processus de restauration causaient le plus de pertes en graines.

D'autres travaux ont été consacrés à la recherche de conditions optimales de germination, comme la profondeur idéale d'enfouissement des graines, comprise entre 2 et 10 cm (Grant *et al.*, 1996 ; Ward *et al*., 1997 ; Rokich *et al.*, 2000), permettant d'obtenir un meilleur rendement du taux de germination. Concernant la germination et la longévité des graines, Baskin & Baskin, aux Etats-Unis, ont beaucoup étudié les dormances ainsi que le rôle primordial de la lumière, de la température et de la saison, dans la germination des semences (Baskin & Baskin, 1983 ; Baskin *et al*., 1989, 1993, 1995). Aux Pays-Bas, Bakker *et al.* (1995) se sont intéressés à la persistance (longévité) naturelle des graines contenues dans le topsoil, dépendant de leur taille, de leur structure, et de leur profondeur d'enfouissement. Ils mettent en évidence l'importance du facteur « dispersion temporelle » dans la seconde phase de la restauration, après activation de la banque de graines présente. Le succès de la réhabilitation dépend d'une part du transport longue-distance des graines (par les animaux, hommes, machines, ou par le vent ou l'eau), mais aussi de bonnes conditions de germination dans l'endroit (micro-habitat) où les graines sont dispersées (Bakker *et al.*, 1995).

Dans l'Ouest du Kentucky, des auteurs ont suivi pendant 2 ans et demi les communautés fongiques mycorhiziennes dans les sols de cinq sites miniers de charbon à ciel ouvert abandonnés, en tenant compte du temps écoulé depuis la revégétalisation (Gould & Hendrix, 1997). Selon le stade plus ou moins avancé de la revégétalisation, des populations assez diverses de spores de champignons mycorhiziens du genre *Glomus*, colonisent le milieu assez rapidement puis se succèdent avec des dominances de populations, une richesse en espèces de plus en plus importante en l'espace de cinq ans. Après les deux premières années de revégétalisation, la dominance des espèces, leur diversité et leur régularité tend à se stabiliser. Donc, même lorsque ces populations de champignons sont décimées en surface par l'activité minière, la réserve de propagules en profondeur sert d'inoculum pour recoloniser la surface lorsque les racines hôtes des plantes poussent à nouveau dans le sol. Cette observation n'est probablement pas applicable aux cas des terrains miniers exploités en Nouvelle-Calédonie, car le décapage est profond et ne laisse généralement pas de propagules mycorhiziennes vivantes (Amir et al. 1997).

L'utilisation des boues de stations d'épuration (boues de STEP) pour la restauration des sites dégradés fait l'objet d'un intérêt particulier depuis environ deux décennies. Elles sont d'abord préconisées pour fertiliser des zones décapées, dépourvues de couche organique, où il s'agit de reconstituer, en apportant de la matière organique et une flore bactérienne, une couche arable artificielle (ATS) qui peut aider au recouvrement de la couverture végétale et donc de l'écosystème (Zier *et al*., 1999). Elles sont plus récemment utilisées, pour l'amélioration de la fertilité du topsoil.

Dans ce sens, des études ont été menées concernant l'application de gypse et de boues de STEP sur résidus fins de mines de bauxite (Wong & Ho, 1991). Un apport de 77 t/ha de gypse et 144 t/ha de boues, modifie les propriétés physiques des résidus par une amélioration de la structure, de la porosité et de l'infiltration de l'eau ; ce qui favorise la revégétalisation. Un essai semblable a été réalisé sur des mines de bauxite en Irlande, montrant que la pauvreté en nutriments dans les résidus de bauxite est un des principaux facteurs limitant l'établissement à long-terme des plantes. L'ajout de gypse et de boues dans ce cas n'a pas permis de compenser ces multiples déficiences (Courtney & Timpson, 2004).

Suite à toutes ces expérimentations, une combinaison de différentes stratégies a été préconisée, garantissant de meilleurs résultats : le topsoil doit être utilisé directement (sans stockage préalable), épandu en une couche de 10 cm à 30 cm , suivi d'un « ripping » ou fendage. De la matière organique pourra être incorporée au topsoil, ainsi qu'un fertilisant.

3. Le cas des mines de bauxite en Australie : une référence en matière de restauration écologique et d'utilisation de topsoil

Il importe d'abord de souligner que la performance australienne en termes de restauration écologique (l'une des meilleures au monde) est liée en particulier à une grande rigueur de la réglementation de l'exploitation minière et de la restauration des sites miniers en fin d'exploitation. La restauration écologique de tous les terrains dégradés par cette activité est obligatoire. Elle doit être planifiée bien à l'avance et réalisée selon des normes et des méthodes bien définies, particulièrement exigeantes.

Même dans les étapes préliminaires de prospection, certaines juridictions légales ne délivrent un permis d'exploitation qu'après la réalisation d'analyses environnementales, permettant de prendre conscience de la biodiversité initialement établie. Suite à quoi, des objectifs doivent être fixés et des engagements, pris et respectés, avec notamment la production d'un plan de réhabilitation (ICMM, 2006).

Une stratégie rigoureuse doit être mise en place pour évaluer des impacts potentiels de chaque opération et aménagement réalisés, et formuler des objectifs spécifiques et quantifiables, afin de garantir une conservation durable de la biodiversité.

Pour le planning de fermeture des activités de la mine, il faut procéder à une estimation de la valeur, des gains et pertes, concernant les ressources environnementales avant et après implantation de la mine (biodiversité de la faune et flore terrestre et aquatique, hydrologie, sol, paysage…), en complément de la norme ISO 14001 qui donne l'accréditation du management environnemental (ICMM, 2008).

Le South Australian Consolidated Acts a établi une règlementation complète et précise basée sur l'activité minière. Le règlement 14 issu de « Mines and works inspection regulations 1998 » concerne les manipulations du topsoil ; celui-ci doit être collecté séparément des stériles miniers, et tout stockage du topsoil (s'il a lieu) doit être réalisé de manière à optimiser son utilisation pour le plan de réhabilitation. De même, il faut s'assurer que le topsoil est protégé de l'érosion par la pluie et le vent.

Le règlement 18 stipule qu'après 2 années de cessation des activités, l'entreprise exploitante doit s'assurer que la réhabilitation du site a été totalement et correctement accomplie, et qu'aucune autre aire ne soit affectée.
(http://www.austlii.edu.au/au/legis/sa/consol_reg/mawir1998396/index.html)

Même si on peut considérer que nous n'en sommes pas encore à ce stade en Nouvelle-Calédonie, il conviendrait d'aller assez rapidement dans ce sens et d'augmenter progressivement les contraintes réglementaires afin de pousser tous les acteurs à réaliser les efforts nécessaires pour réussir ce défi important de conserver pour les générations futures un environnement le moins dégradé possible, gardant des capacités élevées de restauration.

De nombreux résultats prometteurs ont pu être observés en Australie, avec l'exemple marquant du rétablissement de la forêt de Jarrah après exploitation minière. L'objectif était de ré-établir un écosystème fonctionnel et durable, incluant conservation, production de bois, capture d'eau et biodiversité (Koch, 2007a). La richesse spécifique devait être semblable à celle de la forêt primitive (Alcoa, 2003b). Challenge lancé depuis quelques années : augmenter la restauration de la richesse botanique de 65% à 100% en l'espace de 10 ans, tout en contrôlant le coût des opérations.

3.1 Le recrutement de la banque de graines et les symbiotes mycorhiziens

La réserve de graines se concentre dans la partie superficielle du topsoil ; 92% des graines contenues dans 10 cm de topsoil, se trouvent dans les 5 premiers cm. La plupart des espèces ne germent pas à des profondeurs au-delà de 2 cm (Koch *et al*., 1996 ; Rokich *et al*., 2000).

Après défrichage et brûlage des terrains à exploiter, la réserve de graines diminue de 74% par rapport à la densité initiale dans la forêt originelle (Koch *et al*., 1996).

Lorsque la couche de topsoil récupérée est épaisse (30 cm par exemple), on constate une diminution d'un facteur 3 du recrutement de semences dans la banque de graines, au moment de la réinstallation du topsoil pour la restauration du site (Rokich *et al*., 2000) excepté pour certaines espèces qui nécessitent chaleur ou scarification pour germer, auquel cas les travaux de décapage peuvent avoir un effet stimulant sur la levée de dormance (Koch *et al.*, 1996 ; Grant & Koch, 2007). Certaines espèces sont donc plus affectées que d'autres au retournement et à l'enfouissement.

Le stockage *in situ* du topsoil pendant 1 an ou 3 ans a montré une baisse du recrutement de graines, puisqu'on retrouve après ces périodes seulement 54% et 34% respectivement de la quantité totale présente dans le topsoil frais (Rokich *et al*., 2000). Des conditions d'humidité trop élevées lors du stockage entrainent la décomposition des semences ou une germination prématurée (Rokich *et al*., 2000), ainsi qu'une diminution de la viabilité des propagules (Grant & Koch, 2007).

Un topsoil stocké a montré une diminution d'environ 70% de sa réserve de graines

viables après 10 mois de stockage. Après étalage, il reste 16% en contenu de graines de la forêt originelle. Le transfert direct entraine une perte de moins de 50% alors que le stockage suivi d'un transfert cause une perte de 80-90% (Koch *et al.*, 1996).

Les feux à répétition peuvent perturber le rétablissement des jeunes aires réhabilitées en engendrant une grande proportion d'herbes introduites indésirables (Smith *et al*., 2000).

Au niveau de la microflore, les perturbations du sol liées à l'activité minière réduisent la propagation du mycélium externe des champignons mycorhiziens à arbuscule (MA), en saison sèche ou pendant la période active de la croissance des plants. La perturbation des sols a deux effets : séparer les hyphes externes de la racine hôte et rompre le réseau d'hyphes du sol, ce qui endommage également la structure des spores et racines mycorhiziennes (Jasper *et al*., 1989a). L'infectivité des champignons MA est meilleure dans un sol revégétalisé, mais nettement moins que les valeurs observées dans une forêt non perturbée (Jasper *et al*., 1989b).

3.2 La régénération naturelle à partir du topsoil

La régénération naturelle se base sur l'implantation et le développement de plants issus de graines, de propagules ou de rejets de souches, présents naturellement dans le topsoil amené pour restaurer le site, lorsque ce topsoil a gardé ses potentialités biologiques. Cela dépend des sources de graines préexistantes dans le topsoil, ou encore amenées par dissémination avec le vent, les animaux ou les oiseaux (L'Huillier *et al*., 2010).

La récupération du topsoil et son épandage dans des conditions adéquates est une pratique effective et bon marché, largement mise en œuvre par les sociétés minières à travers le monde. Même si elle doit être complétée par d'autres techniques (semis, plantations), elle permet souvent l'établissement d'une diversité d'espèces allant au-delà de celle assurée par plantation ou semence ; c'est une part importante de la succession et de l'écologie de la végétation. Cette pratique a l'avantage, de rétablir des espèces indigènes localement adaptées et de produire des plants au système racinaire souvent plus robuste et plus résistant à la sècheresse et au vent que ceux issus de semences apportées (Alcoa, 2003a). Elle nécessite toutefois une humidité du sol peu fluctuante, pour favoriser la germination ; ce qui n'est pas souvent le cas en Nouvelle-Calédonie et nécessite donc une gestion rigoureuse des périodes de restauration.

Certaines expériences australiennes ont montré que 72% des plantes qui ont recolonisé le milieu provenait de la régénération naturelle du topsoil (Koch *et al.*, 1996). Le topsoil épandu est alors la source la plus importante d'espèces natives dans les aires restaurées, suivi par les graines semées et les plantes ré-introduites (Ward *et al*., 1997). Il y a eu peu de changement dans la composition floristique en l'espace de quelques années ; ce qui prouve qu'il y a peu d'apports externes, d'où l'importance de la composition floristique initiale pour déterminer la succession (Norman *et al*., 2006).

La plupart des espèces peuvent se ré-établir après 5 à 10 ans (Grant & Koch, 2007). L'objectif de 5 ans pour restaurer 80% de la richesse spécifique peut donc être atteint, bien que l'abondance soit plus faible (Koch & Hobbs, 2007).

Avec le temps, une amélioration de la qualité des semences a pu être obtenue, ainsi que des collectes plus importantes et une optimisation des prétraitements de graines. On a aussi

préconisé la restriction du maniement du topsoil à la période sèche été-automne, et son transfert direct dès le décapage. En l'espace de 10-15 ans, après restauration, la végétation a gagné en vigueur et densité, la structure de la forêt s'est élaborée ; puis l'accumulation de litière a permis le développement d'un habitat favorable pour la recolonisation par la faune (Grant & Koch, 2007).

Cependant certains paramètres de l'écosystème ne sont pas correctement restaurés à moyen terme, notamment une partie de la faune et des champignons nécessitant du bois dégradé pour se développer (Koch & Hobbs, 2007).

3.3 Techniques employées pour augmenter la quantité et la germination des graines

Un apport supplémentaire de semences sur les sites en restauration est souvent recommandé afin d'augmenter l'abondance et la richesse des graines déjà présentes (Rokich *et al.*, 2002). Dans cette optique, de nombreuses études ont été réalisées en Australie pour connaître les caractéristiques et la biologie des graines de toutes les espèces végétales utilisées. Il faut savoir que la qualité d'une graine est importante pour toutes les étapes de la réhabilitation : récolte, stockage et plantation. Ces étapes peuvent être cruciales et affecter les aspects physiques et physiologiques de la qualité des graines, influençant leur germination, leur survie et leur croissance. Le conditionnement est donc très important : les graines doivent être matures, récoltées, triées, séchées avec soin, des tests de germination doivent être faits régulièrement en cas de stockage longue durée. Les conditions de stockage varient selon les espèces.

De nombreuses espèces de la forêt de Jarrah sont dormantes et requièrent différentes conditions ou traitements pour germer (température, lumière, humidité, temps de stockage) (Norman *et al*., 2006)

Pour certaines espèces, l'enterrement dans le sol apporte un avantage ; le cycle naturel du sol avec l'alternance chaleur/fraicheur et humidité/sècheresse, augmente le taux de germination (Alcoa, 2003b).

L'application d'une simple couche de mulch après diffusion des graines, permet également d'optimiser le recrutement (Rokich *et al*., 2002).

Le traitement des graines à la fumée est maintenant fréquemment utilisé avant leur diffusion sur la zone de restauration (Roche et al., 1997). La combinaison fumée et chaleur permet une recrudescence de la germination dans les forêts et dans certains sols miniers, notamment en Australie, aussi bien d'espèces introduites que natives, et accélère le taux d'émergence des plants de la banque de graines (Roche *et al.*, 1997 ; Read *et al*., 1999).

Certaines espèces récalcitrantes se sont adaptées aux contraintes et perturbations naturelles telles que le feu, la sècheresse et le pâturage, facteurs dont dépend généralement la levée de dormance de leurs graines ; leur germination ne se fait donc pas naturellement dans les conditions habituelles de revégétalisation des sites miniers. On peut alors pratiquer la scarification, le bouturage ou la culture *in vitro* (micropropagation) (Alcoa, 2003b ; Grant & Koch, 2007). Ces cas sont probablement assez rares en Nouvelle-Calédonie, mais nécessitent des études supplémentaires.

3.4 Les bonnes pratiques concernant la manipulation du topsoil

L'idéal est de récupérer le topsoil juste après décapage de la végétation et de le remettre immédiatement en place, d'enlever les déblais et préparer le semis de graines pour le début des pluies d'automne en Australie (Ward *et al*., 1997 ; Koch, 2007b).Il est préférable d'éviter le stockage causant des problèmes de compaction et de perte des potentialités biologiques, et d'accomplir le transfert direct avec un minimum de délai entre chaque opération (Koch, 2007a, 2007b). C'est pour ces raisons que le transfert direct du topsoil devient la technique privilégiée dès les années 1980 (Grant & Koch, 2007). C'est le meilleur moyen de restaurer les semences naturelles, les microorganismes importants et la fertilité du sol (Alcoa, 2003b). En Australie, il doit être fait à la saison sèche entre l'été et l'automne, sachant que la densité naturelle des graines est deux fois plus importante en été qu'en hiver.

Il est souvent possible de dégager deux couches de sol séparément et de respecter les horizons lors du transfert ; la couche supérieure riche en graines doit rester en surface (Alcoa, 2003b ; Koch, 2007b). Le topsoil doit être replacé frais et sec (Rokich *et al.*, 2000) avec un étalage assez fin, favorable à la germination (Koch *et al.*, 1996).

Une équipe de recherche a développé une méthode pour concentrer les graines dans le topsoil frais, récupéré en été, au moment où la réserve est la plus importante. Ce topsoil concentré, provenant d'un hectare de forêt, a eu pour effet d'augmenter le nombre de plantes et d'espèces sur une surface de réhabilitation supérieure à 7 hectares. Le topsoil est tamisé pour enlever les particules de sol supérieures à 5 mm de diamètre, puis déposé en fine couche au dessus d'un vieux topsoil ; ce qui a pour effet d'augmenter sa richesse spécifique de 2 à 4 fois (technique du « double-stripping »). Le transport coûte moins cher car les graines ont été concentrées dans un petit volume de sol. Cette technique a été utilisée pour la 1ère fois dans le monde (Alcoa, 2003b ; ICMM, 2006).

Concernant l'apport supplémentaire de graines, il est important d'utiliser des semences « locales » (récoltées dans un rayon de 20 kms par exemple dans le SW Australien, toutefois cette distance peut varier selon les situations) pour s'assurer que la diversité génétique est maintenue et reliée à la végétation native environnante (Koch, 2007b). Dans ces études le plus haut taux de germination est obtenu à des températures entre 10-15°C (période de pluie hivernale), l'application des graines peut avoir lieu en été-automne, pendant la période de dormance, et la germination peut alors survenir fin automne-hiver. Le délai entre le décompactage du sol et l'ensemencement doit être le plus court possible.

Sur les mines de bauxite du SW australien, l'application de fertilisants phosphatés a été diminuée dans les sols réhabilités en 2009, pour réduire l'avantage compétitif des espèces à forte croissance et encourager la biodiversité des Protéacées natives qui grandissent moins vite et qui sont peu exigeantes en phosphate (site www.alcoa.com).

La maîtrise de l'utilisation du topsoil, combinée aux autres techniques de revégétalisation a permis d'obtenir de très bons résultats dans les mines de bauxite de l'ouest australien. Ces résultats positifs ne peuvent qu'encourager les acteurs néo-calédoniens à entamer des recherches

sur le topsoil local, mais ne peuvent pas être directement extrapolables à la Nouvelle-Calédonie car les sols miniers ultrabasiques et la flore associée possèdent des caractéristiques très différentes et les conditions climatiques diffèrent également.

4. Etudes et pratiques liées au topsoil en Nouvelle-Calédonie

L'utilisation du topsoil pour la restauration de sites miniers dégradés est encore récente et peu répandue en Nouvelle-Calédonie. En effet, même si les sociétés minières ont commencé à l'utiliser, sans aucune connaissances, depuis environ une dizaine d'années, elles ne disposent d'un cadre réglementaire que depuis 2009 et ce code minier ne détaille pas les méthodes de réhabilitation à utiliser. Ainsi, les potentialités apportées par l'utilisation du topsoil pour la restauration écologique des sites miniers sont encore mal connues en Nouvelle-Calédonie (Goxe, 2010). De même, les caractéristiques biologiques et physico-chimiques des topsoils sur substrat ultramafiques en Nouvelle-Calédonie sont insuffisamment étudiées.

De récents travaux de recherche ont toutefois mis en évidence des réponses différentes des topsoils selon la formation végétale en place, le milieu et la saison (Ruiz, 2006 ; L'Huillier, 2007 ; McCoy, 2007; Goxe, 2010). Il est donc nécessaire d'améliorer les connaissances concernant la diversité des comportements des topsoils en relation avec les différents types de maquis susceptibles d'être décapés par l'activité minière.

La fragilité et la rareté des topsoils de qualité pour la restauration nécessitent une grande attention quant à leur maniement. Il faut se donner les moyens d'une bonne gestion, pour optimiser une reprise efficace et rapide de la végétation.

4.1 Bref historique sur les travaux de revégétalisation réalisés en Nouvelle-Calédonie

Les premiers essais de revégétalisation ont été réalisés en 1971 pour le compte de la société Penamax, par le CTFT, avec la collaboration de l'ORSTOM. Ils portaient sur la revégétalisation de deux horizons de latérites (latérites rouge cuirassée et latérite jaune) (L'Huillier *et al*., 2010). Ces essais, comme les suivants, réalisés par l'ORSTOM pour le compte de la SLN en 1974-1976, puis par le CTFT de 1975 à 1981, ont privilégié l'utilisation de nombreuses espèces exotiques ligneuses ou herbacées (Poaceae diverses, Pin des Caraïbes, *Acacia* australiens, plantes fourragères), ainsi que celle de quelques espèces locales, assez peu exigeantes et à forte croissance, comme le gaïac (*Acacia spirorbis*) et le bois de fer (*Casuarina collina*), lesquelles ont montré de bonnes croissances (; Amir *et al*., 2003 ; L'Huillier *et al*., 2010).

L'objectif de départ était l'introduction d'espèces exotiques à croissance rapide permettant la création d'un milieu humifère et de conditions mésophiles, propices au développement d'espèces forestières de terrains miniers. Il en ressort globalement sur l'ensemble des substrats testés que l'utilisation d'espèces locales de terrains miniers est à privilégier car ces espèces sont mieux adaptées aux conditions de sols peu fertiles et arides. Pour améliorer la reprise et la croissance des jeunes plants, le sol doit être ameubli, paillé et additionné d'engrais complet (Jaffré *et al*., 1994b).

En parallèle, des essais d'ensemencement sont mis en place avec épandage d'un mélange eau, colle organique, engrais et semences. Les meilleurs résultats de ces études sont obtenus avec des Cypéracées qui conservent leur pouvoir germinatif tout au long de la période sèche (Jaffré *et al*., 1994b).

De 1988 à 1991, les recherches menées par l'ORSTOM pour le compte de la SLN ont eu pour but d'inventorier et de tester en laboratoire les espèces, majoritairement endémiques, potentiellement utilisables pour la revégétalisation par plantation ou par semis. Ces premiers résultats ont fait l'objet d'un manuel publié par la SLN, donnant les caractéristiques de 67 espèces (Jaffré & Pelletier, 1992) qui ont par la suite été testées lors de divers essais en champs effectués par l'ORSTOM, le Cirad et Siras Pacifique, pour le compte de différentes sociétés minières. Un apport de matière organique sous forme de topsoil, de paille ou de pâte à papier, complémente ces essais afin d'améliorer la fertilité des substrats. Les meilleures performances sont obtenues avec l'utilisation de la couche superficielle humifère du sol, mais c'est une opération difficile car la couche est mince et très riche en cuirasse de fer (Sarrailh, 2002).

L'utilisation de ces espèces endémiques adaptées et diverses, a permis de limiter les apports d'engrais ainsi que les possibilités d'invasion d'espèces allochtones, mais aussi de réduire l'utilisation des espèces locales à caractère grégaire et invasif (Amir *et al*., 2003 ; L'Huillier *et al*., 2010).

Les acteurs miniers ont alors recours à des plantes pionnières pour amorcer une bonne succession écologique et à des plantes introduites pour l'apport de matière organique, le maintien et la fertilisation du sol, nécessaire à l'installation des plantes endémiques. Il a fallu trois décennies avant que les principes de la restauration écologiques soient bien perçus et partagés (Amir *et al*., 2003 ; L'Huillier *et al*., 2010).

4.2 Particularités des topsoils néo-calédoniens

Jusqu'à présent, les topsoils néo-calédoniens ont fait l'objet de peu d'attention et ne sont pas souvent réutilisés pour la restauration écologique des terrains miniers après exploitation, comme cela se fait dans d'autres pays tel que l'Australie. Pourtant, ces topsoils contiennent non seulement les éléments minéraux nécessaires aux plantes, mais aussi un stock de graines d'espèces locales, les microorganismes symbiotes de plantes, bactéries et champignons, ainsi que la matière organique dont les microorganismes ont besoin.

Leur fonctionnement sur les plans physico-chimique, biologique et microbiologique, a été jusque là très peu étudié ; ces données sont pourtant essentielles pour permettre une bonne réhabilitation des écosystèmes dégradés.

En termes de diversité, on distingue schématiquement en Nouvelle-Calédonie deux principales grandes classes de sols développés à partir des roches ultramafiques, qui sont les sols ferrallitiques ferritiques (parmi lesquels on distingue : les sols remaniés par érosion sur pentes, les sols colluvionnés de piedmont, les sols alluvionnés de plaine, et les sols non remaniés souvent cuirassés de plateaux) et les sols bruns hypermagnésiens situés généralement en bas de massif et développés principalement à partir de serpentinites. Les communautés végétales installées sur ces substrats se distinguent par des variations physionomiques influencées surtout

par les paramètres édaphiques, d'altitude et stationnels, qui permettent de distinguer de manière simplifiée quatre grands groupements principaux de maquis, particulièrement impactés par l'activité minière : 1) les maquis arbustifs, à strate herbacée réduite, sur sols bruns hypermagnésiens, 2) les maquis ligno-herbacés sur sols ferrallitiques remaniés par érosion ou colluvionnement, 3) les maquis arbustifs buissonnants sur sols ferrallitiques gravillonnaires ou cuirassés, 4) les maquis paraforestiers et préforestiers (Jaffré, 1980 ; Morat *et al*., 1986 ; McCoy, 2007 ; L'Huillier *et al*., 2010).

De ce fait, les sols de ces différents maquis ne présentent pas les mêmes caractéristiques qualitatives et quantitatives. Par exemple, la quantité et la composition spécifique de graines contenues dans le topsoil varient fortement selon son origine.

Les premières études sur les potentialités des topsoils à permettre une régénération d'espèces végétales, sur terrains miniers, ont montré une grande variabilité dans les réponses (Ruiz 2006, L'Huillier 2007). Une étude comparative de ces différents topsoils a été menée dans le cadre d'un stage de master 2 encadré par l'IAC et l'UNC. Les résultats ont mis en évidence une probable relation entre la composition floristique des formations végétales en place et les banques de graines des topsoils (Goxe, 2010). La richesse spécifique en Cyperaceae des maquis en place semble influencer les densités de germinations et la composition spécifique en Cyperaceae des banques de graines. La composition spécifique de la banque de graines viables du topsoil est un indicateur de la capacité de régénération d'une communauté végétale, et peut fournir une information sur la composition floristique initiale et future ainsi que sur les schémas de succession.

Une corrélation positive entre la teneur en carbone organique des topsoils et la quantité de spores MA a permis de souligner l'influence de la densité du couvert végétal des maquis sur potentiel mycorhizogène d'un topsoil (Goxe, 2010). Certaines caractéristiques physico-chimiques des topsoils dépendent de la formation végétale en place et des conditions écologiques stationnelles associées : la densité du couvert végétal, la position topographique, la pluviométrie, la capacité de rétention du sol pour l'eau et le stade d'évolution du processus pédogénétique lié à la localité (Goxe, 2010).

Les sols ultramafiques et plus particulièrement les topsoils présentent une diversité originale de microorganismes, avec un important potentiel en termes d'application. Cette microflore joue un rôle majeur dans le recyclage de la matière organique, ainsi que dans l'adaptation et le développement des plantes dans les écosystèmes dégradés (Amir & Pineau, 2003 ; Perrier *et al*., 2006 ; Amir & Ducousso, 2010).

On distingue différents groupes, notamment les bactéries symbiotiques fixatrices d'azote (*Rhizobium* et *Frankia*), les champignons symbiotiques mycorhiziens associés aux racines et les bactéries et rhizobactéries promotrices de la croissance des plantes. Leur rôle sera détaillé dans le chapitre 4.3.2.

4.3 L'utilisation du topsoil pour la réhabilitation des sites miniers en Nouvelle-Calédonie

L’utilisation du topsoil pour la restauration de sites miniers dégradés remonte seulement aux années 2000. Bien qu’assez peu répandue en Nouvelle-Calédonie, cette méthode est de plus en plus pratiquée depuis quelques années. Beaucoup de travaux réalisés ne sont disponibles que sous forme de rapport interne.

4.3.1 Banque de graines et germination

Jusqu’à présent et dans le cadre de l’optimisation de la restauration écologique des terrains miniers dégradés, les recherches se sont attachées dans des conditions de laboratoire à rechercher le moyen de faire germer les graines par des actions diverses comme la scarification et la stratification (Fogliani *et al*., 2004, L’Huillier *et al*., 2010) pour une utilisation en plantation ou en hydroseeding. Cependant, la mise en relation de ces résultats avec les conditions naturelles reste encore aujourd’hui trop rare. Il apparaît essentiel à ce stade de la recherche sur les graines, que ces relations soient établies, avec comme objectif de valoriser au mieux le topsoil.

Quelques études ont démarré sur ce sujet récemment ; L’Huillier (2007) a montré l’extrême variabilité dans la réponse des topsoils en termes de germinations, selon leur milieu et les formations végétales en place, l’importance des cypéracées dans la composition spécifique de la banque de graines, ou encore l’émergence d’espèces présentant pourtant des dormances profondes très difficiles à lever en conditions de laboratoire, notamment de la famille des Ericaceae (*Dracophyllum*, *Styphelia*). Après étalage sur terrine de différents types de topsoils, les relevés de germination ont montré que la plupart des graines ayant germé avaient été inventoriées sur la formation en place ; les autres germinations provenant de la dissémination des espèces alentours. La banque de graines est donc un réservoir important de graines. Inversement, de nombreuses espèces inventoriées au départ ne sont pas retrouvées dans les germinations sur terrine, indiquant que toute la diversité spécifique initiale ne se retrouve pas dans les topsoils prélevés à une période déterminée. Un effet saison est probablement un des facteurs essentiels à prendre en compte.

Zongo (2010) a par ailleurs pu mettre en évidence deux stratégies différentielles sur maquis miniers entre des graines légères non dormantes à embryon volumineux peu maintenues dans le topsoil et celles de poids plus important avec une dissémination de type barochore ou zoochore dont les graines à téguments épais et présentant des dormances qui semblent se maintenir dans la banque de graines.

Les processus germinatifs des graines ou le moyen optimal de les conserver sont généralement appréhendés au travers d'expériences menées dans des conditions contrôlées ou semi-contrôlées en laboratoire. S’il est évident que ces données ont permis de mieux appréhender ces processus, il est apparu tout aussi évident que la mise en corrélation avec les conditions naturelles devenait essentielle. C’est pourquoi depuis plusieurs années, les chercheurs qui se consacrent à l’étude des semences tentent de se rapprocher au plus près des conditions naturelles, dans les expérimentations, depuis la collecte jusqu'à la germination en passant par le mode de stockage des graines. Plus encore, l’étude *in situ* est de plus en plus répandue (Baskin *et al*., 1989).

La viabilité et la longévité d'une graine sont liées à différents éléments tels que la taille, la forme et la structure de son tégument, à la composition de ses réserves séminales, à sa physiologie et à sa profondeur d'enfouissement. Dans les conditions naturelles, il est rare que les conditions d'humidité, d'oxygénation, de température soient stables. Cela induit donc un vieillissement plus rapide des graines réduisant d'autant leur longévité, se traduisant par exemple par la dégradation des réserves séminales essentielles à la germination. Or, les graines des espèces de maquis miniers de Nouvelle-Calédonie ont généralement un pourcentage élevé de lipides au sein des réserves (Zongo *et al*., 2008). La composition même de ces lipides en acides gras, pour certains rares, révèlent une prédominance d'acides gras insaturés sensibles à l'oxydation. Cette particularité semble jouer un rôle essentiel dans leur conservation et leur longévité.

4.3.2 Le rôle des microorganismes issus du topsoil dans le processus de réhabilitation écologique

Les travaux de recherche en écologie microbienne des sols miniers de Nouvelle-Calédonie ont pris un essor important depuis une dizaine d'année. Ils ont pour but de mieux comprendre le fonctionnement microbiologique des sols miniers et notamment les interfaces sol-microorganismes-plantes afin d'optimiser leur utilisation dans les processus de restauration écologique, mais également, de façon plus générale, de tirer profit des microorganismes naturellement en interaction avec les plantes pour améliorer l'adaptation de celles-ci à leur environnement (Amir *et al.*, 2007 ; Amir & Ducousso, 2010).

Herrera et al. (2007), ont étudié l'impact de l'activité minière sur la diversité microbienne. Il en ressort qu'entre un sol intact et un sol exploité, les communautés bactériennes sont similaires en termes de richesse spécifique, mais les populations dominantes sont différentes. Globalement, sur les sites dévastés, il y a une faible quantité de protéobactéries à relier à l'absence de végétation (pas d'activité enzymatique telle que dénitrification ou fixation d'azote). La diversité phylogénétique est donc reliée à la fonction de l'écosystème. En phase de revégétalisation, l'introduction de plantes pionnières augmente la quantité de protéobactéries, dû à l'apport de carbone et azote, ce qui tend à créer un environnement similaire à celui d'origine. La disponibilité des ressources limitant la croissance (matière organique des feuilles ou racines en décomposition) influence la composition des communautés biotiques. Des effets distincts sont observés en fonction des espèces de plantes et de la communauté considérée (Héry *et al*., 2005 ; Herrera *et al*., 2007).

Les microorganismes symbiotes jouent un rôle fondamental dans le développement et l'adaptation au milieu de la plupart des espèces végétales.

Parmi eux les champignons mycorhiziens sont présents dans le topsoil sous forme essentiellement de spores de conservation pour les mycorhizes à arbuscules (MA) et de diverses propagules plus ou moins actives pour les champignons ectomycorhiziens (ECM). Les sols miniers actifs sont relativement riches en champignons mycorhiziens (Perrier *et al*., 2006, Amir & Ducousso, 2010 ; Jourand *et al*., 2010) ; tandis que les terrains miniers décapés, même anciens, ne comportent plus de spores MA ni de propagules ectomycorhiziennes et l'activité microbienne globale y est très réduite. L'abondance de spores viables donne une indication sur la

capacité d'un sol à produire des MA (potentiel mycorhizogène).

La grande majorité des espèces végétales de milieux ultramafiques forment des mycorhizes à arbuscules, mais le degré de mycorhization est variable selon les espèces, les sols et les conditions environnementales. Le genre *Glomus* est dominant parmi les champignons MA. Les souches fongiques à utiliser pour l'inoculation de plantes de maquis minier doivent être particulièrement adaptées et tolérantes au nickel, ce qui exclut des souches commerciales d'origine non minière qui ne pourront se maintenir dans ces sols (Amir *et al.*, 2008). Ces symbiotes interviennent de diverses façons dans le développement et l'adaptation des plantes (Amir & Ducousso, 2010) : ils récupèrent le phosphore, souvent peu disponible car lié aux particules argilo-humiques du sol, et le transfèrent vers les racines, ils interviennent également au niveau de l'assimilation des autres éléments minéraux (azote, potassium, calcium, oligo-éléments), ils peuvent en outre jouer un rôle dans la résistance au stress hydrique, dans la résistance des plantes aux pathogènes et enfin dans la tolérance aux métaux lourds (Amir & Lagrange, 2008).

Contrairement aux endomycorhizes, les plantes qui forment des ectomycorhizes sont taxonomiquement peu nombreuses ; environ 3% des taxa, en général des arbres. A la différence des champignons MA strictement symbiotiques et très peu spécifiques, la dépendance des champignons ectomycorhiziens vis-à-vis d'une plante hôte évolue de façon continue en fonction de la compatibilité génétique entre les partenaires, mais également en fonction de paramètres environnementaux et physiologiques ; cette association peut être réversible. Les ectomycorhizes fonctionnent de façon très similaire aux mycorhizes à arbuscule, avec en plus deux caractéristiques propres : le fonctionnement en peuplement et les successions, faisant qu'au cours de sa vie, un arbre aura des partenaires fongiques ectomycorhiziens différents.

Un autre type de symbiose d'une grande importance écologique, notamment dans les maquis miniers néo-calédoniens, est la symbiose fixatrice d'azote, qui associe des bactéries capables de réduire l'azote de l'air en azote assimilable par la plante. En Nouvelle-Calédonie, seule la famille des Casuarinaceae a été identifiée comme étant capable de former des symbioses fixatrices d'azote avec le genre d'actinobactérie *Frankia* (Jaffré *et al.*, 1994a), avec notamment les genres *Gymnostoma* et *Casuarina*. La fixation d'azote avec les Rhizobium concerne principalement les Fabaceae, et jouent un moindre rôle en raison de la faible fréquence relative des Fabaceae dans les maquis miniers ; il s'agit essentiellement des genres *Archidendropsis* et *Serianthes* (Amir & Ducousso, 2010).

Parmi les microorganismes non symbiotiques, les bactéries à effet promoteur de croissance ou PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria), se situent dans le voisinage immédiat des racines et ont un impact important sur le fonctionnement biologique de la rhizosphère. Elles colonisent la surface des racines en utilisant les exsudats racinaires, et induisent en retour une stimulation de la croissance des plantes grâce à des mécanismes variés (libération des éléments essentiels, sécrétion d'hormone, fixation de l'azote atmosphérique, etc.)

La remise en fonction des activités microbiennes vers un écosystème équilibré peut être obtenue par la plantation d'espèces structurantes de maquis, inoculées avec des champignons mycorhiziens, ou par apport de topsoil naturellement riche en symbiotes (Amir & Ducousso, 2010). Il importe donc dans un premier temps, de connaître l'état du topsoil en termes de richesse en propagules MA viables, au cas où un apport exogène d'inoculum en conditions contrôlées se révèle nécessaire pour stimuler la mycorhization. L'analyse du potentiel

mycorhizogène revêt une importance particulière dans le cas de l'utilisation d'un topsoil stocké sur mine. En effet, des travaux ont montré que le stockage des topsoils avait un effet dépressif sur la survie de ces symbiotes (Jasper *et al*., 1989a), effet d'autant plus important que le stockage est long. En Nouvelle-Calédonie, aucune étude n'a été réalisée dans ce sens (en dehors de celle en cours), pour déterminer à partir de quel temps de stockage, le topsoil perdait l'essentiel de son potentiel mycorhizogène. Une technique prometteuse nécessitant encore des mises au point (en cours), est l'enrobage de graines avec un inoculum mycorhizien (pur ou avec un mélange d'espèces), à utiliser dans le cas de l'ensemencement hydraulique (hydroseeding).

L'activité microbienne globale est directement corrélée à la fertilité du sol et est souvent utilisée comme indicateur de la réussite d'une action de restauration. Les Rhizobium et les Frankia sont généralement présents dans tous les sols (Amir & Ducousso, 2010). Il y a donc de fortes chances d'en trouver dans un topsoil non-stocké ou stocké sur une courte période. En revanche si le topsoil a été stocké longtemps, il faut alors intervenir activement pour restimuler l'activité microbienne, grâce notamment à des amendements organiques (compost végétal, réincorporation de végétaux grossièrement broyés).

Certaines bactéries des sols miniers peuvent cependant, de par leur activité avoir des effets nocifs et interviennent dans la libération de métaux qui peuvent se révéler toxiques (Amir & Pineau, 2003). On ne sait pas encore si le stockage du topsoil favorise la libération de certains métaux toxiques, notamment lorsqu'il est stocké dans des conditions de faible aération, propices à ce type de bactéries. Une telle étude (en cours) peut également apporter des indications sur les risques de transfert de métaux toxiques dans d'autres écosystèmes par les ruissellements.

4.3.3 L'utilisation du topsoil dans les opérations de revégétalisation

En Nouvelle-Calédonie, depuis quelques années, les différentes sociétés minières ont entrepris de réutiliser le topsoil à des fins de restauration écologique, selon des méthodes plus ou moins empiriques (Ruiz, 2006).

Jusque là, les opérations de revégétalisation étaient principalement réalisées par plantations et par ensemencements. Pour de meilleurs résultats, ces techniques doivent être couplées à la régénération naturelle à partir d'un topsoil de bonne qualité, contenant un nombre suffisant de semences d'espèces natives diverses, épandu selon des méthodes adéquates. Cette méthode peu couteuse est de plus en plus pratiquée ces dernières années, et devrait être utilisée en premier recours autant que possible (L'Huillier *et al*., 2010). Elle permet l'implantation d'espèces natives parfaitement adaptées, un enrichissement de la diversité spécifique et le développement de symbioses mycorhiziennes, mais elle doit généralement être complétée par la plantation, l'ensemencement ou les deux à la fois.

La société SIRAS Pacifique travaillant pour le compte de la SLN, a fait le point en 2004 sur les différents essais de revégétalisation utilisant le topsoil, réalisés sur mines. Dans les tout premiers essais, certaines parcelles ont servi pour tester les effets de l'apport de « terre végétale » sur l'implantation des végétaux. Pour les mines de Méa (commune de Kouaoua) par exemple ; que ce soit sur les pieds ou les banquettes de verse, ou sur des plate-formes, les dépôts de topsoil amorcent l'implantation spontanée de diverses espèces du maquis, a commencer par les Cypéracées avec la dominance de *Machaerina deplanchei* (anciennement *Baumea deplanchei*)

qui forment un paillage dense permettant l'émergence de jeunes plants d'espèces ligneuses. Ces végétaux proviennent d'une part de la germination des graines déjà présentes dans le topsoil ou issues de la végétation environnante, mais aussi de rejets de souches, racines ou bouturage à partir de végétaux arrachés lors du décapage (Siras Pacifique, 2004).

La régénération spontanée de la végétation sur les surfaces enrichies en topsoil est assez variable selon les sites observés, tant par le cortège floristique que par le mécanisme de régénération. La composition floristique va dépendre de la provenance du topsoil et de la végétation qui s'y était développée, mais aussi de l'environnement immédiat des zones où le topsoil est réutilisé (dissémination par le vent, l'eau, les animaux). D'où l'importance de conserver à proximité des surfaces exploitées, des îlots de végétation à la composition floristique aussi diversifiée que possible, pour leur rôle primordial dans les phénomènes de recolonisation en tant que réserves de graines (Siras Pacifique, 2004 ; L'Huillier *et al*., 2010).

Sur la mine de Goro Nickel, une expérimentation de la technique du transfert direct de topsoil sur un talus de piste a donné des résultats assez encourageants, puisqu'après 3 ans, le taux de recouvrement par des espèces locales approchait les 50% (Ruiz, 2006).

Les essais réalisés par Mc Coy (2005) ont montré qu'un ensemencement manuel d'espèces endémiques donnait de meilleurs résultats sur topsoil que sur d'autres substrats.

Bien que présentant des résultats positifs, l'utilisation du topsoil en Nouvelle-Calédonie reste encore limitée, tout comme son impact sur la restauration des milieux miniers dégradés ; il apparaît donc nécessaire de mener d'autres travaux de recherches allant dans ce sens, en particulier l'évaluation de la banque de graines viables des topsoils et l'évaluation de l'impact du stockage sur ce potentiel (Ruiz, 2006).

Méthodes de maniement du topsoil :

Dans leur ouvrage récent sur l'environnement minier et sa restauration, L'Huillier *et al.* (2010) ont avancé quelques recommandations sur la gestion du topsoil :

- Le prélèvement du topsoil doit être relativement superficiel, les premiers cm étant les plus riches en graines, symbiotes et matière organique. Les outils utilisés localement sont en général peu adaptés pour des épaisseurs de l'ordre de 30cm, mais il faut autant que possible éviter de dépasser cette épaisseur, afin de limiter la dilution des graines et des microorganismes.
- La période idéale de prélèvement n'est pas encore bien connue. Mais il est déconseillé de prélever lors des mois les plus pluvieux, surtout si le topsoil est de texture fine, à cause des risques importants de compaction et de déstructuration du sol, qui auraient des conséquences néfastes sur la survie des symbiotes et de nombreuses graines.
- L'épandage doit être fait de préférence par transfert direct ou après un stockage sur une faible épaisseur (moins de 2 m) et n'excédant pas quelques semaines, un stockage plus long étant toujours néfaste d'un point de vue perte de qualité, mortalité des graines et des symbiotes (Pelletier & Esterle, 1995 ; Ruiz, 2006 ; L'Huillier, 2007 ; Lagrange, 2009 ;

L'Huillier *et al*., 2010). Eventuellement, il est possible de le conserver sous forme étalée et le retourner de temps en temps afin d'éviter l'anaérobiose qui modifie la majorité des composante vivantes du sol et induit la solubilisation des métaux (Amir *et al*., 2003).

- La période d'épandage peut varier selon les objectifs et les caractéristiques du site. La période la plus favorable semble être entre décembre et janvier, juste avant la saison pluvieuse, pour initier rapidement la germination des graines non dormantes ou à faible dormance. En outre, les racines et les souches pourront rejeter, au lieu de se dessécher, dans le cas d'un épandage en saison sèche.
- Le topsoil doit être déposé sur un substrat meuble ou décompacté, comme la latérite rouge, pour faciliter l'enracinement et le développement des espèces. Les irrégularités en surface (petits sillons, blocs rocheux ou reste de bois, matière organique grossière) constituent des microsites abrités du vent et du soleil, et drainants, ce qui favorise le développement des graines et plants à proximité. Le topsoil peut être épandu sur des surfaces planes, comme sur des pentes légères à moyennes, avec une limite de 30° sur 10m de longueur.
- Les limites de son utilisation résident dans le manque fréquent de topsoil de qualité, dans la difficulté de sa manipulation pour qu'il conserve toutes ses qualités, et dans la durée nécessaire au développement des plantes.

D'autres expérimentations sont à réaliser pour optimiser la gestion du topsoil : traitement physique, conditions et durée maximale de stockage avant dégradation, périodes optimales de décapage et d'épandage, recherche d'indicateurs chimiques ou biologiques pour mesurer son évolution, etc…

Apport d'amendement :

Les caractéristiques physico-chimiques du substrat à revégétaliser sont souvent peu propices à un bon développement des végétaux. Il est donc important, au cours des 1er stades de la revégétalisation, de corriger les carences en éléments nutritifs et le caractère peu structuré de ces substrats, afin d'accélérer l'installation des espèces plantées ou ensemencées et d'améliorer leur croissance et leur taux de recouvrement. Des améliorations peuvent être obtenues grâce à un apport en éléments nutritifs sous forme minérale et des amendements organiques ayant à la fois un rôle nutritif et un rôle important dans l'amélioration de la structure et l'aération du sol.

Le type et la quantité des fertilisants ajoutés doivent être appropriés aux déficiences. Ils devront contenir : azote, phosphore, potassium, plus si nécessaire des éléments secondaires en petite quantité (calcium, soufre), voire des oligoéléments (cuivre, zinc, molybdène et bore). En général un seul apport suffit, l'implantation de la végétation assure ensuite le recyclage d'une partie des éléments nutritifs. Un apport d'azote de potassium et de phosphore d'env. 100 kg/ha, plus d'autres éléments nutritifs en quantité plus faible, est un niveau moyen donnant de bons résultats, 500 kg/ha étant la limite à ne pas dépasser (Lagrange, 2009).

Le mieux est d'utiliser des engrais à libération lente pour éviter la lixiviation des

éléments solubles, ou des matières fertilisantes d'origine organique libérant de nombreux minéraux au cours de leur dégradation très progressive (comme les boues de station d'épuration qui contiennent environ 5% d'azote, 1% de phosphore et 0.5% de potassium, ou les composts).

Ces apports de matière organique renforcent le complexe argilo-humique, améliorant la structure du sol et retiennent les éléments échangeables comme le potassium, tout en libérant de l'azote, du phosphore et du calcium. Cependant, il importe de faire attention au fait que l'apport massif d'amendements organiques accroit le risque d'implantation d'espèces exotiques indésirables, à caractère parfois invasif, entravant la recolonisation des espèces locales et attirant les cerfs (L'Huillier *et al.*, 2010).

Un essai de plantations sur différents substrats (topsoil + boues de station d'épuration (STEP) / latérites + boues / topsoil seul) a été mis en place par l'IAC à Tontouta en 2006 et a montré pour la 1ère fois la capacité d'un développement rapide d'espèces endémiques sur le topsoil ainsi amendé (L'Huillier *et al*., 2010). Il a montré également que de nombreuses espèces indigènes apparaissent spontanément à partir du topsoil, dont la densité moyenne, après seulement deux ans de mise en place, se situe entre 1 et 3 plants/m2 et la diversité atteint 43 espèces au total (Soucrant 2008, L'Huillier & Fogliani 2010).

Depuis 2008, des travaux ont été engagés à l'Université de la Nouvelle-Calédonie, en collaboration avec l'IAC, pour la restauration des sites miniers en utilisant des déchets organiques solides. Ces amendements organiques sous forme de boues de stations d'épuration ou de fientes de poules ont permis d'obtenir des résultats de croissance significatifs pour toutes les espèces végétales utilisées, quelque soit le site expérimental. Des travaux récents ont montré que les boues de station d'épuration ont au moins un effet équivalent aux fientes de poules sur la croissance végétale. D'autre part, dans une ancienne pinède (*Pinus caribaea*), les résultats ont permis d'établir des modèles allométriques de croissance et de biomasse qui seront utiles à la gestion forestière (Velayoudon *et al*., 2010).

Il est également recommandé de privilégier l'implantation de plantes fixatrices d'azote, telles que *Gymnostoma* et *Serianthes*, qui favorisent la croissance des autres espèces non fixatrices d'azote (Amir & Ducousso, 2010).

5. Les indicateurs du succès de la réhabilitation écologique

Dans leur ouvrage, L'Huillier *et al.* (2010) ont émis des recommandations en matière de suivi, d'évaluation et d'indicateurs sur la gestion du topsoil, reprises en partie ici :

Comment déterminer le degré de succès d'une opération de revégétalisation ? Comment évaluer la dynamique progressive de l'écosystème ? Comment et quand effectuer ces mesures ? Ce sont des questions essentielles, encore peu abordées en Nouvelle-Calédonie. Les opérations de revégétalisation nécessitent cependant un suivi régulier afin de rendre compte de l'évolution des différents paramètres au cours du temps.

En s'inspirant de travaux antérieurs sur l'évaluation de l'état des écosystèmes, un certain

nombre d'indicateurs mesurables rendant compte de l'état de la structure et du fonctionnement d'un écosystème, ont été repris par Le Floc'h & Aronson (1995). Nous citerons ici les plus pertinents pour l'évaluation de travaux de revégétalisation des anciens sites miniers de Nouvelle-Calédonie :

- Suivre l'évolution de l'état de la structure de l'écosystème restauré par une mesure périodique des paramètres suivants : taux de mortalité des plants, de richesse floristique en espèces autochtones et endémiques, nombre de plants de la strate herbacée (ou recouvrement), recouvrement total de la végétation.

- Suivre l'évolution de l'état fonctionnel de l'écosystème restauré par une mesure périodique de quelques uns des paramètres suivants : capacité de reproduction des espèces (floraison, fructification), nombre de recrûs issus des espèces implantées, issus du potentiel séminal du topsoil épandu ou provenant de groupements végétaux voisins, productivité de la biomasse végétale, taux de matière organique du sol issu de la décomposition de la litière, capacité d'échange cationique, coefficient d'infiltration des pluies, diversité des animaux, l'importance relative de la mésofaune détritivore, infectivité potentielle par les rhizobiums, *Frankia* et mycorhizes, un suivi photographique.

6. Conclusion et perspectives

Cette synthèse bibliographique sur les topsoils et leur utilisation pour la restauration des terrains miniers montre qu'une évolution sensible s'est produite en Nouvelle-Calédonie depuis une dizaine d'années. Des acquis plus ou moins applicables en Nouvelle-Calédonie ont été assimilés par différents acteurs concernés par le sujet, mais des insuffisances importantes persistent. Il faut souligner en particulier les points suivants :

1- Le modèle australien proche peut et doit être source d'inspiration, notamment pour le sérieux des pratiques de restauration écologique, pour les principes généraux de cette restauration et pour les moyens et les méthodes générales mises en œuvres dans ce but. Mais ces pratiques ne peuvent pas être transposées telles quelles dans le détail, en raison de différences importantes au niveau des climats, de la végétation et de la nature des sols, les sols miniers de Nouvelle-Calédonie étant à la fois moins fertiles, plus minces et généralement plus difficile à travailler. Ainsi, la rigueur australienne, à la fois en termes de réglementation (obligation de restauration, avec des exigences bien précisées) et en termes d'organisation et de pratiques élaborées sur des bases scientifiques solides, et donc d'investissement dans la restauration écologique, est un modèle auquel il est essentiel de se référer pour faire évoluer les pratiques de restauration des sites miniers en Nouvelle-Calédonie.

2- Il ne faut pas perdre de vue que l'Australie et d'autres pays ont une longue avance dans la recherche appliquée dans ce domaine (recherches commencées il y a de nombreuses décennies, avec des moyens importants), alors que la Nouvelle-Calédonie n'a commencé à s'intéresser à ces aspects que depuis tout au plus une quinzaine d'années. Rien n'est gratuit et de nombreux travaux de recherche appliquée restent à faire, aussi bien dans le domaine de la connaissance des exigences des différentes espèces végétales utilisées et de

leurs semences, que des moyens d'optimiser l'utilisation des topsoils.

3- Bien que des recherches sur les effets du stockage du topsoil soient nécessaires, il est évident que la meilleure façon d'utiliser le topsoil reste de le transférer dès son décapage vers une zone à revégétaliser et de l'épandre directement, car tout indique que plus le topsoil est stocké, plus il perd ces potentialités biologiques (banque de graines, symbiotes, activités microbiennes). Cependant, les entreprises minières en Nouvelle-Calédonie ont actuellement un mode d'organisation qui ne leur permet pas de réutiliser facilement le topsoil dès son décapage. Il est toutefois nécessaire que ces entreprises se réorganisent en vue de gérer les terrains à décaper et ceux à restaurer, de façon à avoir constamment des zones peu éloignées où le topsoil peut être directement épandu pour la revégétalisation. Dans cette optique, la stratégie qui consiste à n'exploiter certains terrains que partiellement et à les garder non restaurés en vue de les ré-exploiter plusieurs années après, n'est pas adaptée et doit être abandonnée, pour aller vers des stratégies permettant une restauration écologique progressive et continue des sites dégradés, dès la fin de l'exploitation ; et cela d'autant plus que la réglementation deviendra certainement de plus en plus contraignante.

4- Une bonne gestion du topsoil ne règle cependant pas tous les problèmes ; semer ou planter un certain nombre d'espèces sur le topsoil est nécessaire. Dans ce sens, une des insuffisances les plus patentes en Nouvelle-Calédonie concerne la problématique posée par l'obtention, le stockage et l'utilisation des semences. En Australie, de grandes entreprises se sont spécialisées uniquement dans ce domaine. Il faut donc que soit encouragée la création d'entreprises de récolte, de stockage et de commercialisation des graines pour la revégétalisation. Un savoir faire complexe est nécessaire dans ce domaine (identification des bonnes espèces, connaissance de la phénologie des plantes, de la nature des graines et de leur dormance, des conditions de conservation, etc.), ce qui justifie une telle spécialisation.

Les diverses recherches en cours, dans le cadre de ce projet, mais aussi à d'autres niveaux, devraient permettre une meilleure maîtrise des pratiques de décapage, de traitement, de stockage, d'épandage et de fertilisation des topsoils.

Bibliographie

Alcoa (2003a) Revegetation techniques. A guide for establishing native vegetation in Victoria. Greening Australia Victoria

Alcoa (2003b) Restoring the botanical richness of the Jarrah forest after bauxite mining in South-Western Australia. Alcoa World Alumina Australia

Amir H., Pineau R., Violette Z. (1997) Premiers résultats sur les endomycorhizes des plantes de maquis miniers. Actes de la 2éme Conférence Internationale sur l'écologie des milieux serpentiniques. Nouméa, 31 Juillet-5 Août 1995. Ed. ORSTOM, Nouméa.

Amir H. et Pineau R. (2003) Ecologie microbienne des sols métallifères : la boîte grise. Préservation et restauration écologique en environnement tropical minier, 15-20 Juillet 2003, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

Amir H., Barre N., Boulegue J., Colin F., Dreyfus B., Marini J.F., Mennesson T., Pelletier B., Quantin C., Pineau R. et Tassin J. (2003) Préservation et restauration écologique en milieu tropical minier. Résumé des travaux du colloque et recommandations. Colloque international, Nouméa 2003

Amir H., Perrier N., Rigault F. and Jaffré T. (2007) Relationships between Ni-hypperaccumulation and mycorrhizal status of different endemic plant species from New Caledonian ultramafic soils. Plant and Soil. 293, 23-35

Amir H., Jasper D. and Abbott L. (2008) Tolerance and induction of tolerance to Ni of arbuscular mycorrhizal fungi from New Caledonian ultramafic soils. Mycorrhiza. 19, 1-6

Amir H. and Lagrange A. (2008) Arbuscular mycorrhizal fungi from New Caledonian ultramafic soil improve the tolerance to nickel of endemic plant species. Sixth International Conference of Serpentine Ecology, 16-23 juin, Bar Harbor, USA.

Amir H. et Ducousso M. (2010) Les bactéries et les champignons du sol sur roches ultramafiques. In: L'Huillier L., Jaffré T. et Wulff A. Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. pp 129-145. Éditions IAC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

Bakker J., Poschlod P., Strykstra R., Bekker R. and Thompson K. (1995) Seed banks and seed dispersal : important topics in restoration ecology. Acta Bot. Neerl. 45, 461-490

Baskin J. and Baskin C. (1983) Role of temperature in regulating timing of germination in soil seed reserves of *Lamium purpureum* L. Weed Research, Vol. 24, 341-349

Baskin C., Baskin J. and Spooner D. (1989) Role of temperature, light and date: seeds were exhumed from soil on germination of four wetlands perennials. Aquatic Botany. 35, 387-394

Baskin C., Baskin J., and Chester E. (1993) Seed germination ecophysiology of four summer annual mudflat species of Cyperaceae. Aquatic Botany. 45, 41-52

Baskin C., Baskin J., and Chester E. (1995) Role of temperature in the germination ecology of the summer annual *Bidens polylepsis* Blake (Asteraceae). Bulletin of the Torrey Botanic Club. 122, 275-281

Bellairs S. and Bell D. (1993) Seed stores for restoration of species-rich shrubland vegetation following mining in Western Australia. Restoration Ecology Vol. 1 No. 4, 231-240

Courtney R.. and Timpson J. (2004) Nutrients status of vegetation grown in alkaline bauxite processing residue amended with gypsum and thermally dried sewage sludge – A two year field study. Plant and Soil. 266, 187-194

Food and Agriculture Organization (FAO) (1998) Topsoil characterization for sustainable land management. (Land and Water Development Division, Soil Ressources, Management and Conservation Service: Rome) Source: www.fao.org/AG/aGL/agll/wrb/topsoil.stm

Fogliani B., Bouraïma-Madjèbi S., Medevielle V. and Pineau R. (2004) Methods to promote germination of two Cunoniaceae species, Cunonia macrophylla and Geissois pruinosa from New Caledonia. Seed Sci. Tech. 32, 703-715

Gould A. and Hendrix J. (1997) Relationship of mycorrhizal activity to time following reclamation of surface mine land in western Kentucky. II. Mycorrhizal fungal communities. Can. J. Bot. 76, 204-212

Goxe J. (2010) Comparaison de topsoils provenant de différentes formations de maquis pour la restauration écologique des sites miniers de Nouvelle-Calédonie. Mémoire de stage de M2. Institut Agronomique néo-calédonien

Grant C., Bell D.., Koch J., and Loneragan W. (1996) Implications of seedling emergence to site restoration following bauxite mining in Western Austarlia. Restoration Ecology, Vol. 4, No. 2, 146-154

Grant C. and Koch J. (2007) Decommissioning Western Australia's first bauxite mine: co-evoluting vegetation restoration techniques and targets. Ecological management & restoration Vol. 8 No. 2 and Prozac

Hargis N. and Redente E. (1984) Soil handling for surface mine reclamation. Journal of Soil and Water Conservation. 39, 300-305

Herrera A., Héry M., Stach J., Jaffré T., Normand P. and Navarro E. (2007) Species richness and phylogenetic diversity comparisons of soil microbial communities affected by nickel-mining and revegetation efforts in New Caledonia. European Journal of Soil Biology. 43, 130-139

Héry M., Phillippot L., Mériaux E., Poly F., Le Roux X. and Navarro E. (2005) Nickel mine spoils revegetation attempts: effect of pioneer plants on two functional bacterial communities involved in the N-cycle. Environmental Microbiology 7(4), 486-498

Holmes P. (2001) Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. Restoration Ecology Vol. 9 No. 1, 71-84.

ICMM (International Council on Mining and Metals) (2006) Good Practice Guidance for Mining and Biodiversity

ICMM (International Council on Mining and Metals) (2008) Planning for Integrated Mine Closure: Toolkit

Jaffré T., (1980) Etude écologique du peuplement végétal des sols dérivés de roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. Thèse doctorat, Université de Paris-Sud (XI), ORSTOM, Paris.

Jaffré T. et Pelletier B. (1992) Plantes de Nouvelle-Calédonie permettant de revégétaliser des sites miniers. S.L.N., Nouméa. 114p

Jaffré T., Gauthier D., Rigault F., McCoy S. (1994a) Les Casuarinaceae endémiques, caractéristiques écologiques et nutritionnelles. Bois et forêts des Tropiques. 242, 31-41

Jaffré T., Rigault F., Sarrailh J-M. (1994b) La végétalisation des anciens sites miniers. Bois et forêts des Tropiques. 242, 45-55.

Jasper D., Abbott L., Robson A. (1989a) Soil disturbance reduces the infectivity of external hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. New Phytol. 112, 93-99

Jasper D., Abbott L., Robson A. (1989b) The loss of VA mycorrhizal infectivity during bauxite mining may limit the growth of Acacia pulchella R. Br. Austr. J. Bot, 37, 33-42

Jourand P., Ducousso M., Loulergue C., Hannibal L., Santoni S., Prin Y. and Lebrun M. (2010) Ultramafic soils from New Caledonia structure *Pisolithus albus* in ecotype. FEMS Microbiology Ecology, 1-12

Koch J., Ward S., Grant C., and Ainsworth G. (1996) Effects of bauxite mines restoration operations on topsoil seed reserves in the Jarrah forest of Western Australia. Restoration ecology Vol. 4, No. 4, 368-376

Koch J. (2007a) Alcoa's mining and restoration process in south Western Australia. Restoration Ecology Vol. 15, No. 4 (Supplement), 11-16

Koch J. (2007b) Restoring a Jarrah Forest understorey vegetation after bauxite mining in Western Australia. Restoration Ecology Vol. 15, No. 4 (Supplement), 26-39

Koch J. And Hobbs J. (2007) Synthesis : Is Alcoa uccessfully restoring a Jarrah Forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia ? Restoration Ecology Vol. 15, No. 4 (Supplement), 137-144

Lagrange A. (2009) Etudes écologiques et microbiologiques des espèces du genre *Costularia* (Cyperacea), pionnières des sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie : perspectives d'application à la restauration écologique. Thèse doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa.

L'Huillier L. (2007) Assessment of soil seed banks for rehabilitation of nickel mines in New Caledonia. In "Proceedings of the Seed Ecology II 2007 Conference, 9-13 September, Perth, Australia". Eds. S Turner, D Merritt, S Clarke, L Commander and K Dixon. Pp 51. Kings Park and Botanic Garden, Perth, Australia

L'Huillier L. And Fogliani B. (2010) Using seeds on mining sites in New Caledonia : from revegetation to restoration. (Oral) Workshop Seed Ecology 2010, Noumea, New Caledonia. 12-15

L'Huillier L., Wulff A., Gâteblé G., Fogliani B., Zongo C. et Jaffré T. (2010) La restauration des sites miniers. In : L'Huillier L., Jaffré T. et Wulff A. Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. pp 147-230. Éditions IAC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.

McCoy S. (2005) Broadcast seeding trials of native species on ultramafic laterites in southern New Caledonia. In: Proceedings of the Fifth Australian Workshop on Native Seed Biology. (Eds Adkins S., Ainsley P., Bellairs S., Coates D., Bell L.) 21-23 June 2004. Brisbane, Queensland. Pp. 267-274 (Australian Centre for Minerals Extension and Research : Brisbane)

McCoy S. (2007) Plan de réutilisation de la terre végétale dans l'emprise du projet Goro Nickel. Projet Goro Nickel : Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées, Annexe III-C-5-3

Morat P., Jaffré T. et Veillon J.M., (1986) Affinités floristiques et considérations sur l'origine des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. Paris, série 9, Section B, *Adansonia*, (2), 133-182.

Norman M., Koch J., Grant C., Morald T. And Ward S. (2006) Vegetation succession after bauxite mining in Western Australia. Restoration Ecology Vol. 14, No. 2, 278-288

Parotta J. And Knowles O. (1999) Restoration of tropical moist forests on beauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. Restoration Ecology Vol. 7, No. 2, 103-116

Pelletier B. And Esterle M. (1995) Revegetation of nickel mines in New Caledonia. In : Quelle recherche française en environnement dans le Pacifique Sud, bilan et perspectives. 28-31

Perrier N., Amir H. And Colin F. (2006) – Occurrence of mycorrhizal symbioses in the metal rich ultramafic soils of the Koniambo Massif, New Caledonia. Mycorrhiza. 16, 449-458

Read T., Bellairs S., Mulligan D. And Lamb D. (1999) Smoke and heat effects on soil seed bank germination for the re-establishment of a native forest community in New South Wales. Austral Ecology. 25, 48-57

Roche S., Koch J. And Dixon K. (1997) Smoke enhanced seed germination for mine rehabilitation in the southwest of Western Australia. Restoration Ecology Vol. 5 No. 3, 191-203

Rokich D., Dixon K., Sivasithamparam K. And Meney K. (2000) Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. Restoration ecology Vol. 8 No. 2, 196-208

Rokich D., Dixon K., Sivasithamparam K. And Meney K. (2002) Smoke, mulch, and seed broadcasting effects on woodland restoration in Western Australia. Restoration Ecology Vol. 10 No. 2, 185-194

Ruiz O. (2006) Etude de topsoils des terrains miniers en Nouvelle-Calédonie. Premiers résultats sur leur potentiel germinatif. Rapport de stage M2. Université de Montpellier, Institut Agronomique Néo-Calédonien

Sarrailh J.M (2002) La revégétalisation des exploitations minières : l'exemple de la Nouvelle-Calédonie. Bois et Forêts des Tropiques. 272, 22-31

Siras Pacifique (2004) Etude pour une utilisation raisonnée du topsoil sur les mines de Nouvelle-Calédonie. Rapport interne

Sommaire

1. **Introduction**

   1.1 Définition d'un topsoil

   1.2 Principe global de la restauration écologique

   1.3 Potentialités et intérêts du topsoil en restauration écologique

2. **Historique de l'utilisation du topsoil par différentes sociétés minières à travers le monde**

3. **Le cas des mines de bauxite en Australie : une référence en matière de restauration écologique et d'utilisation de topsoil**

   3.1 Le recrutement de la banque de graines et les symbiotes mycorhiziens

   3.2 La régénération naturelle à partir du topsoil

   3.3 Techniques employées pour augmenter la quantité et la germination des graines

   3.4 Les bonnes pratiques concernant les manipulations du topsoil

4. **Etudes et pratiques liées au topsoil en Nouvelle-Calédonie**

   4.1 Bref historique sur les travaux de revégétalisation réalisés en Nouvelle-Calédonie

   4.2 Particularités des topsoils néo-calédoniens

   4.3 L'utilisation du topsoil pour la réhabilitation des sites miniers en Nouvelle-Calédonie

      4.3.1 Banque de graines et germination

      4.3.2 Le rôle des microorganismes issus du topsoil dans le processus de réhabilitation écologique

      4.3.3 L'utilisation du topsoil dans les opérations de revégétalisation

5. **Les indicateurs du succès de la réhabilitation écologique**

6. **Conclusion et perspectives**

Bibliographie

Smith M., Loneregan W., Grant C. And Koch J. (2000) Effect of fire on the topsoil seed banks of rehabilitated bauxite mine sites in the Jarrah Forest of Western Australia. Ecological management and restoration Vol. 1, No. 1, 50-60

Soucrant O. 2008. Intérêt du Topsoil en restauration des sites miniers dégradés en Nouvelle-Calédonie. Résultats sur l'essai de la Tontouta. Rapport de stage IAC, 1ère année Deust Revégétalisation et Gestion de l'Environnement Minier, Université de Nouvelle-Calédonie, décembre 2008, 55 p.

Tacey W. (1979) Landscaping and Revegetation Practices used in Rehabilitation after Bauxite Mining in Western Australia. Reclamation Review. 2, 123-132

Tacey W. And Glossop B. (1980) Assessment of Topsoil Handling Techniques for Rehabilitation of Sites Mined for Bauxite within the jarrah Forest of Western Australia. Journal of Applied Ecology. 17, 195-201

Velayoudon P., Pagand P., L'Huillier L., Waneissi E., Chantre P. And Guiresse M. (2010) Biosolids application for revegetalization of an abandoned nickel mine from New Caledonia. IWA World Congres, Montréal, Canada, 19-24 septembre.

Ward S., Koch J. And Ainsworth G. (1996) The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a jarrah forest after bauxite mining. Restoration Ecology. 4, 19-24

Ward S., Koch J. And Grant C. (1997) Ecological aspects of soil seed-banks in relation to bauxite mining. I. Unmined jarrah forest. Australian Journal of Ecology 22, 169-176

Wong J. And Ho G. (1991) Effects of gypsum and sewage sludge amendement on physical properties of fine bauxite refining residue. Sol Science. 152, issue 5

Zier N., Schiene R., Koch H. And Fischer K. (1999) Agricultural reclamation of disturbed soils in a lignite mining area using municipal and coal wastes: the humus situation at the beginning of reclamation. Plant and Soil. 213, 241-250

Zongo C., Fogliani B., McGill C., Saintpierre-Bonaccio D. And Bouraïma-Madjèbi S. (2008) Morphological adaptations and chemical composition of seeds of New Caledonian native plants used for mining revegetation. 9th ISSS Conference on Seed Biology, Olsztyn, Poland, 6-11 juillet

Zongo C. (2010) Données biologiques et physiologiques sur les semences de quelques espèces de milieux ultramafiques néo-calédoniens. Thèse doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie,. Nouméa.

Sources internet :

- www.alcoa.com
- http://www.austlii.edu.au/au/legis/sa/consol_reg/mawir1998396/index.html

Suivi des mangroves en contexte minier

Etude financée par le CNRT « Nickel et son environnement

Ce programme n'a pas bénéficié de cofinancement

Programme de recherche appliquée lancé en 2009

Travaux réalisés par l'IRD, l'UNC et BLUECHAM

Projet d'une durée de 29 mois

Rendu Final de 130 pages

2013

RENDU

Dispositifs de suivi des mangroves
en contexte minier.

De : Cyril marchand [IRD]
Thomas Quiniou [UNC]
Rémi Andréoli [BLUECHAM]

Mai 2013

Rapport Final

CNRT NICKEL & son environnement

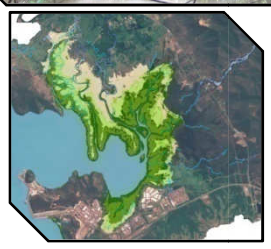
Projet «Suivi de la mangrove»	Cyril Marchand - IRD

SUIVI DES MANGROVES EN CONTEXTE MINIER

Mesures in situ / Télédétection satellitaire optique et radar

MARCHAND Cyril (IRD), QUINIOU Thomas (UNC), ANDREOLI Rémi (Bluecham SAS)

Version V 1
Du 24/04/2013



SUIVI DU DOCUMENT				
Titre du document : SUIVI DES MANGROVES EN CONTEXTE MINIER				
Version	Révision	Date		Description
1	0	15/12/2012	Cyril Marchand	
1	0	15/12/2012	Thomas Quiniou	
1	0	20/04/2013	Rémi Andreoli	

TABLE DES MATIERES

1 INTRODUCTION 5

2 CONTEXTE GENERAL 6

2.1 Contexte institutionnel 6
2.2 Contexte scientifique 7
2.3 Etat de l'art concernant la distribution des palétuviers en relation avec les apports en eau et en sédiment. 8

3 TELEDETECTION SATELLITAIRE OPTIQUE ET RADAR 10

3.1 Exploitation des données d'observation de la Terre pour l'étude des mangroves 11
3.1.1 1. 1. Données optiques 13
3.1.1.1 Les capteurs optiques actuels 13
3.1.1.2 Base de données optiques 14
3.1.1.3 Aspects opérationnels et continuité des missions 20
3.1.1.4 Classifications des images pour l'étude des mangroves 22
3.1.1.5 Les néo-canaux 23
3.1.1.6 Caractérisation des zones de mangrove 25
3.1.2 Données Radar 31
3.1.2.1 Principe du Radar 31
3.1.2.2 Capteurs radar actuels 33
3.1.2.3 Etat de l'art radar – mangroves 33
3.1.2.4 Image radar TerraSAR-X 34
3.1.2.5 Aspects opérationnels et continuité des missions 34
3.2 Méthodologie de traitement des données 35
3.2.1 Algorithme de traitement des données satellitaire 35
3.2.1.1 Données Très Haute Résolution 35
3.2.1.2 Données haute Résolution 36
3.2.1.3 Données Radar 37
3.2.2 Détection et typologie des strates de la mangrove par traitement d'images satellitaires 37
3.2.2.1 Signatures spectrales et texturales des strates de mangroves 38
3.2.2.2 Développement de l'algorithme BDMANG2000 38
3.2.2.3 Validation 43
3.2.3 Indicateurs dérivés des données d'observation de la Terre optique 45
3.2.3.1 Répartition des groupes de végétation : indicateur de l'état et des pressions sur la mangrove 45
3.2.3.2 Suivi temporel des changements de la répartition de la végétation 47
3.2.3.3 Evolution de l'activité photosynthétique de l'activité des palétuviers 53
3.2.3.4 Couleurs des tannes 58
3.2.4 Analyse de l'image Radar en bande X 60
3.2.4.1 Protocole d'analyse 60
3.2.4.2 Analyse des strates de la végétation 62
3.2.4.3 Analyse de la rétrodiffusion des sols sur tannes 65

3.2.4.4 Evaluation du potentiel Radar bande X pour le suivi des mangroves 66
3.3 Protocole de suivi des mangroves par télédétection satellitaire **67**
3.3.1 Protocole de suivi standard (contraintes moyennes à faible) 67
3.3.1.1 Stratégie d'observation requise *67*
3.3.1.2 Paramètres de suivis requis *68*
3.3.1.3 Fiche de suivi 'type' *70*
3.3.2 Protocole de suivi de précision (contraintes fortes) 72
3.3.2.1 Stratégie d'observation requise *72*
3.3.2.2 Paramètres de suivis requis *73*
3.3.2.3 Protocole de suivi 'type' *73*
3.3.3 Evolutions et travaux futurs 74
3.4 Bibiliographie **78**
3.5 Remerciements **79**

4 MESURES IN-SITU **80**

4.1 Introduction **81**
4.2 Instruments, caractéristiques et localisation dans la mangrove de Vavouto **82**
4.2.1 Localisation des instruments 83
4.2.2 Principales caractéristiques des instruments 84
4.2.3 Module de mesure des hauteurs 86
4.2.3.1 Le capteur à ultrasons (sonde n° 961735) *86*
4.2.3.2 Carte d'alimentation de la sonde à ultrasons *87*
4.2.3.3 Le convertisseur 12 bit (4-20mA) *88*
4.2.3.4 La centrale d'acquisition *89*
4.2.3.5 Câblage de la sonde à ultrasons *89*
4.2.3.6 Estimation des temps de remplissage des mémoires *91*
4.2.4 Calibration des sondes à ultrasons 92
4.2.5 Caméras de surveillance numérique 94
4.3 Les supports d'instruments **95**
4.3.1 Les supports installés dans la mangrove 95
4.3.2 Le support installé en front de mer 96
4.3.3 Le support installé sur le ponton de KNS 97
4.4 Mise en place des instruments sur site **97**
4.5 Analyse des Résultats **106**
4.5.1 Pourcentage de données erronées (Hauteur) 106
4.5.2 Calage du niveau moyen sur les données du SHOM 107
4.5.3 Exemple de mesures sur une période de 3 mois 111
4.5.4 Taux d'inondation 113
4.5.5 Niveau du sédiment 114
4.5.6 Conductivité 115
4.6 Conclusion et perspectives **119**
4.7 ANNEXE : numéros de série des instruments **120**
4.8 Références bibliographiques **130**

1 Introduction

La mangrove est un écosystème spécifique de la zone intertidale, ayant développé des capacités d'adaptation à des conditions extrêmement sélectives et dont la distribution des différentes espèces végétales est fonction de paramètres tels que la salinité, la durée d'inondation, le taux de sédimentation, etc. La mangrove revêt une importance capitale aussi bien au niveau écologique qu'économique. Actuellement, la mangrove occupe environ 75 % des littoraux tropicaux sur près de 200 000 km^2. Cependant, du fait de la croissance démographique, d'une urbanisation accrue, de l'expansion des activités industrielles, de la prospection et de l'exploitation des ressources naturelles, la mangrove disparaît actuellement à un taux de 1 à 2% par an.

En Nouvelle-Calédonie, la superficie couverte par les mangroves est particulièrement étendue et la richesse floristique de ces dernières est très significative. Cependant, la mangrove calédonienne est une zone tampon entre un lagon de plus de 20 000 km^2, délimité par la plus longue barrière récifale continue au monde, et les massifs ultrabasiques et leurs couvertures d'altération, couvrant 1/3 du territoire calédonien et caractérisés par leur grande richesse en un certain nombre d'éléments traces métalliques (ETM) (Fe, Mn, Ni, Cr et Co). En effet, la Nouvelle-Calédonie, 3ème producteur mondial de nickel (30 % des réserves mondiales) connaît une activité minière particulièrement intense depuis la fin du 19ème siècle. Depuis le début de cette activité, environ 300 millions de m^3 de stériles latéritiques riches en Fe, Mn, Ni, Cr et Co ont été remaniés. Une partie significative de ces stériles a été transportée par érosion vers les zones littorales à la faveur d'épisodes climatiques violents qui interviennent régulièrement dans cette région. En période de crue cyclonique, les processus naturels d'érosion et de sédimentation sont fortement accentués par l'exploitation minière, et représentent la plus importante source de dégradation du littoral, de la mangrove, des récifs frangeants et du lagon.

Dans le cadre de ce projet, nous avons mis en place un dispositif de suivi du milieu en combinant l'outil télédétection (images optiques et radars haute résolution), et une instrumentation in-situ visant à déterminer la quantité des apports en particules sédimentant dans la mangrove ainsi que la durée d'inondation de chaque zone de mangrove. La combinaison de ces deux approches permet de déterminer l'impact de ces apports sur l'écosystème. L'objectif du présent projet de recherche était de délivrer un dispositif de suivi de la mangrove, qui permettra d'évaluer son évolution en fonction des apports sédimentaires, et des modifications du réseau hydrographique liées aux apports. Dans ce contexte, nous nous sommes focalisés sur une mangrove située en aval d'un bassin versant caractérisé par une activité minière, et présentant une structuration de l'écosystème typique, à savoir la mangrove située en fond de baie de Vavouto.

Notre projet se positionne dans l'axe « Nickel et environnement naturel », et plus spécifiquement à cheval entre les thèmes « Bassin versant » et « Impact sur les milieux ». Le caractère ambitieux et innovant de ce projet résidait, d'une part, dans le fait qu'il n'existait aucun appareil de mesure in situ combinant suivi de la durée d'immersion et le taux de sédimentation dans la mangrove, et d'autre part, qu'il s'agit d'une première application de la télédétection très haute résolution à l'étude de la mangrove, et à son suivi dans un contexte d'exploitation minière.

2 Contexte général

2.1 Contexte institutionnel

Ce projet intègre une démarche qui vise à déterminer le rôle de la mangrove dans les processus globaux de transfert continent-océan en milieu tropical, et donc son rôle de filtre vis-à-vis des effluents miniers, aquacoles, ou urbains. Ce projet est celui pour lequel Cyril Marchand été recruté par l'IRD et affecté en Nouvelle-Calédonie. Une équipe interinstitutionnelle (IRD, UNC, CNRS, Universités, Ifremer, Bluecham, collectivités) s'est constituée autour de ce projet interdisciplinaire qui comportait plusieurs phases d'études successives :

-1- Cartographie et étude des paysages de la mangrove à différentes échelles (terrain, télédétection)
-2- Biodiversité (caractérisation des végétaux jusqu'à l'échelle moléculaire, détermination des macro et méiofaunes)
-3- Fonctionnement physico-chimique de sites représentatifs (relations matière organique - métaux, hydrodynamisme, bilans chimique et minéral)
-4- Etude des flux aux interfaces et des transferts entre milieux
-5- Etude des impacts anthropiques (urbain, minier, aquacole)

Le projet « Suivi de le mangrove en contexte minier » intègre l'axe 5, mais également un nouveau projet d'observatoire des mangroves en lien avec les changements globaux dans le cadre d'une convention entre Xstrata, l'UNC, et l'IRD. La Province Sud, la Province Nord, ainsi que les communes du Mont-Dore et de La Foa sont partenaires de cet observatoire. Une labellisation par le CNRS et l'IRD sont en cours de discussion.
Les objectifs de l'observatoire sont

- Suivre l'évolution des mangroves en fonction des changements climatiques.
- Suivre leur capacité à fixer les gaz à effet de serre.
- Former de jeunes chercheurs des pays émergents à l'étude de la mangrove
- Evoluer vers le suivi sous d'autres types de pression : aquaculture, urbanisation, activités minières.
- Les moyens nécessaires à la réalisation de ces objectifs sont:
- Disposer d'un réseau de mangroves instrumentées à différentes latitudes, et représentatives d'un gradient de biodiversité latitudinale. *Trois pays sont envisagés : la Nouvelle-Zélande (1 espèce de mangrove), la Nouvelle-Calédonie (25 espèces de mangrove), le Vietnam (~60 espèces de mangrove)*, mais également longitudinal en ajoutant aux 3 précédents: *Antilles-Guyane* et *Sénégal*.
- Disposer d'appuis logistiques proches, ou au cœur, des mangroves, permettant les 1ères analyses sur les échantillons d'eau, de sol, de végétaux, et de gaz, ainsi que le conditionnement rapide d'échantillons qui seront envoyés dans des laboratoires de pointe dans le monde entier.
- Disposer d'infrastructures de pointe, de type serre sous atmosphère contrôlée.
- Disposer de structures permettant la formation d'étudiants des pays émergeants.
- Disposer de fonds de roulement nécessaire sur 10 ans

Les acquis de l'observatoire sont :

- Centre IRD de Nouméa, laboratoire de chimie marine, analyses des métaux lourds, analyses des différentes formes du carbone dans l'environnement.
- Conservatoire des Espaces Naturels à Koné en Province Nord, laboratoire de préparation des échantillons d'eau, de vase, de végétaux, analyses des gaz.

- Centre de recherche Vietnamien au centre de la mangrove de Can Gio (HCMC)
- Mât d'eddy covariance pour mesurer les flux de CO_2 au niveau de l'écosystème dans une mangrove à *Avicennia* à la Foa (depuis 2011)

. Mât d'eddy covariance pour mesurer les flux de CO_2 au niveau de l'écosystème dans une mangrove à *Rhizophora* à Voh (installation février 2013)

. Neuf instruments de mesures de la durée d'immersion des mangroves par les marées à Vavouto (installée dans le cadre du présent projet)

Les partenaires scientifiques sont : IRD, UNC, UPMC (Paris), CNRS, GOPS, CNRT, AUT (Auckland), VNU (Hanoi et Ho Chi Minh Ville), Université de Dakar, …

2.2 Contexte scientifique

La mangrove est un écosystème spécifique de la zone intertidale, ayant développé des capacités d'adaptation à des conditions extrêmement sélectives et dont la distribution des différentes espèces végétales est fonction de paramètres tels que la salinité (Walsh, 1974), la durée d'inondation (McKee, 1993), le taux de sédimentation (Ellison, 1998), ou bien encore la teneur en sulfures des sédiments (Nickerson et Thibodeau, 1985). La mangrove est, avec la forêt tropicale humide, un des écosystèmes les plus productifs en domaine terrestre, i.e. 30.0 Tmol C y^{-1} (Twilley et al., 1992; Jennerjahn et Ittekkot, 2002; Alongi et al., 2005; Kristensen et al., 2008). La mangrove revêt une importance capitale aussi bien au niveau écologique qu'économique. La mangrove a un rôle essentiel dans la conservation des littoraux tropicaux. Tout d'abord, elle stabilise le trait de côte, et sert de barrière contre l'érosion due à la houle, en diminuant l'énergie des vagues et en modifiant les hydrocirculations. Par ailleurs, du fait de sa forte productivité, la mangrove est à la base du cycle des nutriments en milieu côtier. Les eaux littorales bordant les mangroves sont généralement riches en crevettes et poissons, la mangrove revêtant ainsi une importance capitale pour l'industrie de la pêche. Par ailleurs, la mangrove possède une valeur refuge et abrite une grande biodiversité animale, des espèces menacées d'extinction s'y installent. Certains poissons viennent s'y reproduire, d'autres y assurent leur croissance. Elle sert de protection aux juvéniles avant leur migration dans les eaux côtières. Des prédateurs viennent s'y nourrir. Les crabes y sont nombreux. En terme monétaire, les revenus liés aux pêches réalisées grâce à la présence de la mangrove sont estimés à 10 000$/ha/an, avec une forte variabilité suivant les zones et la valeur du marché. La valeur totale des biens et services assumés par la mangrove dépassent les 200 000$/ha/an. Actuellement, la mangrove occupe environ 75 % des littoraux tropicaux sur près de 200 000 km^2 et sa végétation est constituée par ± 19 familles de palétuviers, se décomposant en ± 27 genres et ± 70 espèces (Ellison and Farnsworth, 2001). Cependant, du fait de la croissance démographique, d'une urbanisation accrue, de l'expansion des activités industrielles, de la prospection et de l'exploitation des ressources naturelles, la mangrove disparaît actuellement à un taux de 1 à 2% par an. Ce taux est équivalent voire supérieur à celui des écosystèmes menacés, tels que les récifs coralliens ou la forêt tropicale primaire (UNEP-WCMC, 2006 ; Valiela et al., 2001 ; Wilkie et Fortuna, 2003). La destruction de cet écosystème se déroule partout à travers le monde, et particulièrement dans les pays émergents, où se trouvent 90 % des mangroves.

En Nouvelle-Calédonie, la superficie couverte par les mangroves est particulièrement étendue (plus de 20 000 ha sur près de 80 % du littoral occidental et 14 % du littoral oriental) et la richesse floristique de ces dernières est très significative (24 espèces, dont 1 endémique). Cependant, la mangrove calédonienne est une zone tampon entre un lagon de plus de 20 000 km^2, délimité par la plus longue barrière récifale continue au monde, et les massifs ultrabasiques et leurs couvertures d'altération, couvrant 1/3 du territoire calédonien et caractérisés par leur grande richesse en un certain nombre d'ETM (Fe, Mn, Ni, Cr et Co). En effet, la Nouvelle-Calédonie, 3ème producteur mondial de nickel (30 % des réserves mondiales) connaît une activité minière particulièrement intense depuis la fin du 19ème siècle. Depuis le début de cette activité, environ 300 millions de m^3 de

stériles latéritiques riches en Fe, Mn, Ni, Cr et Co ont été remaniés. Une partie significative de ces stériles a été transportée par érosion vers les zones littorales à la faveur d'épisodes climatiques violents (orages et tempêtes tropicaux, cyclones) qui interviennent régulièrement dans cette région (en 25 ans, on compte 6 passages cycloniques dans le sud du territoire et 11 passages dans le nord). En période de crue cyclonique, les processus naturels d'érosion et de sédimentation sont fortement accentués par l'exploitation minière, et représentent la plus importante source de dégradation du littoral, de la mangrove, des récifs frangeants et du lagon. Par conséquent, les mangroves de Nouvelle-Calédonie subissent des pressions naturelles et anthropiques importantes et représentent un formidable laboratoire naturel pour mener à bien un projet de recherche concernant la pression qu'exerce l'activité minière sur cet écosystème.

2.3 Etat de l'art concernant la distribution des palétuviers en relation avec les apports en eau et en sédiment.

Dans les mangroves, l'existence de zones plus ou moins distinctes parallèles au trait de côte, chacune dominée par une espèce végétale différente, est communément observée de par le monde. Cependant, la zonation des mangroves se manifeste souvent comme une mosaïque qui varie suivant les interactions physiques, biologiques et chimiques qui s'établissent entre plante et substrat dans une zone donnée (Baltzer, 1969). De nombreux facteurs influençant la distribution des espèces ont été mis en évidence. Il s'agit notamment de la salinité (Walsh, 1974), des propriétés spécifiques des propagules (Rabinowitz, 1978), des conditions d'oxydo-réduction et des teneurs en sulfures des sédiments (Nickerson et Thibodeau, 1985), de la durée d'inondation par les marées (McKee, 1993), et finalement du taux de sédimentation (Ellison, 1998). La succession des espèces végétales dans le temps, résultat des variations de zonation en fonction de modifications de paramètres externes, a été largement étudiée et débattue depuis de nombreuses années, malheureusement peu de modèles cohérents et de procédés ont pu être mis en évidence. Par ailleurs, les besoins écologiques de nombreuses espèces restent ambigus, du fait de résultats contradictoires selon les zones d'étude.
En Nouvelle-Calédonie, une typologie en 4 classes est globalement applicable sur tout le littoral : les tannes vifs ou herbeux; la strate de palétuviers *Avicennia marina*; la strate de palétuviers *Rhizophora* spp.; les autres strates appartenant à l'écosystème mangrove (catégorie regroupant toutes les autres espèces ou assemblages d'espèces de la mangrove et arrière mangrove).

	Superficie							
	Iles		Nord		Sud		Total	
Classes botaniques	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%
Formation à Rhizophora spp. majoritaires	5	2%	11 357	53%	8 313	58%	19 676	55%
Formation à Avicennia marina majoritaires			3 697	17%	1 274	9%	4 970	14%
Formation mixte à Bruguiera et espèces associées	3	1,1%	65	0,3%	103	1%	170	0,5%
Formation mixte d'arrière mangrove	14	6%	155	0,7%	42	0,3%	212	0,6%
Autre formation monospécifique ou mixte	195	83%	93	0,4%	118	1%	406	1,1%
Marais à cypéracées			25	0,1%	14	0,1%	39	0,1%
Tanne nu			3 886	18%	2 851	20%	6 737	19%
Tanne vif ou avec petits arbustes épars	13	6%	1 049	5%	1 000	7%	2 062	6%
Zone inondée ou envasée			242	1,1%	144	1,0%	386	1,1%
Végétation indéterminée	5	2%	330	2%	116	0,8%	451	1,3%
Végétation non inféodée à la mangrove			376	2%	170	1,2%	546	2%
Mangrove morte ou convertie			90	0,4%	177	1,2%	268	0,7%
Total	235	100%	21 366	100%	14 321	100%	35 921	100%

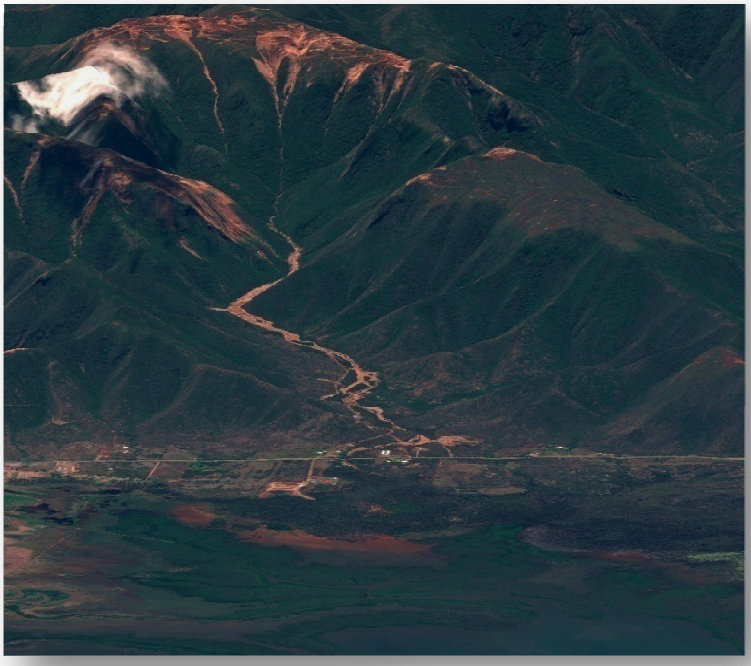
Tableau 1 : Superficie des différentes strates végétales recensées en Nouvelle-Calédonie en 2007.

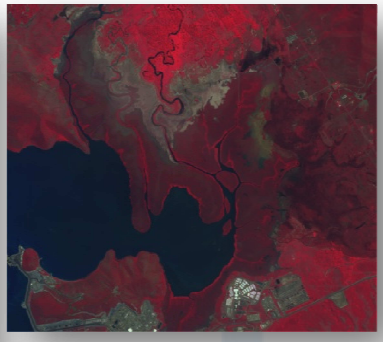
Les zones végétales des mangroves sont régies par un grand nombre de facteurs dont un des plus évidents est le niveau topographique du sol, et donc la profondeur et la fréquence d'immersion par les marées. La fréquence et la durée des immersions, en influant sur la salinité des eaux

interstitielles et l'engorgement hydrique des sols, ont un rôle identique. Les espèces des mangroves ont une extension bathymétrique et un niveau topographique préférentiels qui sont mis en évidence par les variations de leur fréquence en fonction des niveaux topographiques du sol. Cependant le niveau topographique n'est pas seul en cause dans la zonation des espèces végétales, ainsi l'abondance plus ou moins grande des eaux douces ainsi que le renouvellement des éléments nutritifs pas le système de drainage peuvent faire varier le précédent schéma. Pour atteindre un développement optimal, les palétuviers ont besoin d'un renouvellement des substances nutritives des sédiments, apportées par les eaux. La localisation des zones végétales et le degré de développement des individus dans ces zones mettent en évidence des gradients de fertilité qui sont liés à l'abondance de la sédimentation et vont toujours d'un pôle fertile constitué d'une baie marine, ou d'un chenal d'eau marine ou fluvio-marine, vers un pôle infertile au centre du marais. Nos précédentes études soulignent le fait que la zonation des mangroves est le résultat d'une combinaison de paramètres liés à la nature des eaux les drainant ainsi qu'à la fréquence et la durée d'immersion par ces eaux, principalement liées aux variations d'apport sédimentaires. Ces paramètres sont notamment l'élévation de la zone, le positionnement par rapport aux apports d'eaux douces continentales et aux apports d'eaux lagonnaires, la salinité du substrat, la texture du substrat, etc..

Rhizophora est le genre le mieux adapté à l'immersion et aux sols gorgés d'eau. Ce genre peut résister sans souffrir à l'anoxie. Il prospère avec une salinité voisine de celle de l'eau de mer et ne supportent pas les salinités trop élevées. Ainsi, il se développe principalement dans des zones quotidiennement balayées par les marées, dont les salinités sont rendues homogènes par le brassage des eaux. Ce genre joue volontiers un rôle pionnier sur les nouveaux atterrissements où le milieu est assez calme pour permettre la prise des plantules. Ils peuvent se développer sur de la vase, du sable et même sur d'anciens récifs. Le genre *Avicennia* est adapté à la situation la plus haute des mangroves. Ce genre est le mieux adapté aux fortes salinités, ce qui lui permet de vivre aux confins des tannes au prix d'une consommation d'énergie qui est incompatible avec une certaine croissance. Les *Avicennia* ne dépassent rarement le stade arbustif en Nouvelle-Calédonie. Les observations macroscopiques des carottes prélevées montrent que les *Avicennia* peuvent se développer sur des tannes hypersalées qui eux-mêmes s'étaient développé au détriment de forêts à *Rhizophora*. L'évolution d'une zone à une autre se fait en fonction des variations de durée d'immersion d'une zone. Ainsi, un tanne drainé pourra être recolonisé par les *Avicennia*. Inversement, une mangrove à *Avicennia* recevant un apport sédimentaire conséquent, se transformera en tanne.

3 Télédétection satellitaire optique et radar





3.1 Cadre programmatique

Le développement d'un protocole de suivi des mangroves par télédétection satellitaire s'appuie sur un ensemble de projets permettant d'évaluer et mettre en œuvre:

- les capteurs satellitaires pour l'observation et l'analyse des mangroves ;
- définir la valeur ajoutée à apporter aux mesures afin de rendre l'information issues des données satellitaires consommables par les décideurs et gestionnaires ;
- évaluer les innovations spatiales et assurer le caractère opérationnel et la continuité du service en restant au contact des développements en cours et futurs des agences spatiales.

Pour ce faire, des projets convergents ont été mis en place en intégrant également des partenariats avec les agences spatiales.

Les projets soutenant cette étude sont :

Le projet CNRT Nickel et son Environnement "Suivi des mangroves en contexte minier : mesures in situ / télédétection optique et radar" - Leader **IRD** (Cyril Marchand) avec l'UNC et Bluecham SAS.
Période 2010 - 2012

Le projet *Mangroves monitoring based on Deimos data time series in the South West Pacific : Application to New Caledonia* - Leader **Bluecham SAS** (Rémi Andreoli) avec Elecnor Deimos, le Latuv, l'IRD, l'UNC et le CNRT Nickel et son Environnement.
Période 2011 - 2012

Etude ORFEO Recette thématique Utilisateurs Pleiades GT FORET N°46 Suivi des mangroves en contexte minier - Leader **Bluecham SAS** (Rémi Andreoli) et l'IRD (Cyril Marchand) avec le CNES
Période 2012 - 2013

3.2 Exploitation des données d'observation de la Terre pour l'étude des mangroves

La télédétection a déjà été utilisée pour l'étude des mangroves en Nouvelle-Calédonie partant de la possibilité d'obtenir des vues synoptiques sur ces milieux particulièrement difficile d'accès. L'étude intitulée « Typologies et biodiversité des mangroves de Nouvelle Calédonie », réalisée dans le cadre du programme ZoNéCo a permis de réaliser une cartographie des mangroves du territoire, et de tester l'utilisation d'image SPOT 5 pour cette même cartographie. Malheureusement, la résolution des images SPOT 5 ne permet pas une cartographie fine, et encore moins la réalisation d'un suivi temporel d'une zone.

Au niveau mondial, la photographie aérienne a été utilisée à plusieurs reprises pour cartographier des zones de mangroves dans le monde (Al-Tahir, 1998 ; Din et al, 2001 ; Verheyden et al, 2002 ; Duke et al, 2003) en validant les classes identifiées par photo-interprétation à l'aide des données de terrain : jusqu'à 10 classes ont pu être distinguées mais aucune information sur leur précision n'est disponible.

Blasco et al. (1998) a analysé les diverses technologies de télédétection appliquées à la mangrove pour en conclure que la photographie aérienne convient le mieux pour étudier la densité, la phénologie, le statut hydrologique, les impacts anthropiques ainsi que la taille et la composition floristique des mangroves.

Verheyden et al. (2002) ont montré que les photographies aériennes constituent un outil de valeur pour produire des cartes précises de la végétation dans les forêts de mangrove avec une identification jusqu'au niveau de l'espèce. Grâce à la mise en place d'une clé d'identification basée sur 3 caractères structuraux (tonalité de gris, texture et forme et taille de la couronne au niveau de la canopée), la plupart des arbres individuels peuvent être identifiés. Toutefois, la clé d'identification doit être révisée pour chaque endroit étudié car l'analyse de la photographie aérienne met en évidence des différences significatives dans l'interprétation des mangroves.

Bien que l'analyse quantitative (la densité relative) ne donne pas de très bons résultats et nécessite des investigations de terrain a posteriori, l'analyse qualitative des photographies aériennes (genre dominant, délimitation des assemblages floristiques) apparaissait relativement satisfaisante.

Cependant, toutes ces études sont relativement anciennes et de nos jours la très haute résolution (THR) des images satellites optiques et radar permet d'entrevoir avec confiance leur utilisation pour la cartographie et le suivi de cet écosystème et de ces sous-ensembles. En effet, les capteurs optiques THR (1m à 60cm) ne sont opérationnels que depuis les années 2000-2001, et la THR radar (1m) n'a fait son apparition qu'en 2007 avec les satellites TerraSAR-X et Radarsat-2.

Dans le cadre de la mise en place d'un dispositif de suivi des mangroves par télédétection, les questions auxquelles nous devons répondre sont :

- **Quels sont les capteurs de télédétection optimaux pour un suivi opérationnel des mangroves ?**
  - Type de données : optique / radar ; Haute résolution / Très haute résolution
  - Fréquence des observations : annuel, semestrielle, mensuelle…
- **Quel protocole opérationnel mettre en place pour le suivi en contexte minier ?**
  - Quels sont les traitements à mettre en œuvre pour extraire les informations pertinentes ?
  - Quelles standardisations adopter afin de rendre ces protocoles opérationnels et reproductibles ?
- **Quels indicateurs opérationnels fournir pour suivre les mangroves en contexte minier ?**
  - A l'échelle d'une baie ou d'un ensemble homogène de mangroves ;
  - A l'échelle de secteurs de la mangrove.

3.2.1 1. 1. Données optiques

3.2.1.1 Les capteurs optiques actuels

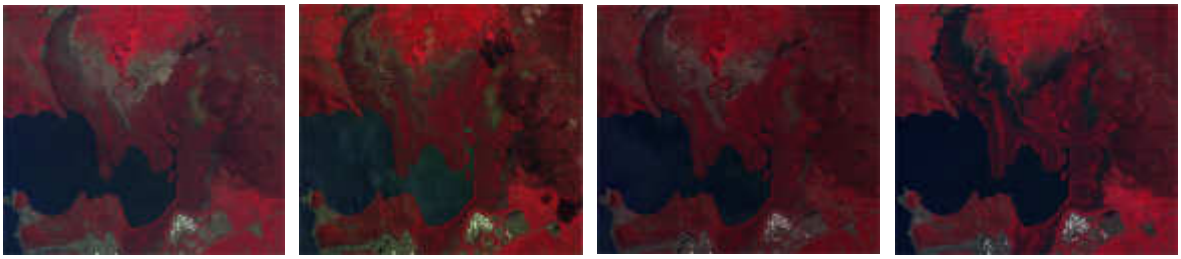
Actuellement, une trentaine de satellites optiques civils, dont les capacités d'observation sont en adéquation avec le suivi des mangroves, sont opérationnels. De caractéristiques différentes (résolution, bandes spectrales, revisite), les type de capteurs les plus représentés sont les capteurs multispectraux possédant entre 3 et 8 bandes et dont les résolutions varient de 50 cm à 30 m.

Famille de capteur	Bandes spectrales	Résolution	Etat actuel
Landsat 5 Landsat 7	Bleu Vert Rouge Proche infrarouge Moyen infrarouge 1 Moyen infrarouge 2 Infrarouge thermique 1 Infrarouge thermique 2	15 m à 30 m	En activité
SPOT 5	Vert Rouge Proche infrarouge Moyen infrarouge	10 m à 2.5m	En activité
SPOT 6	Bleu Vert Rouge Proche infrarouge	5 m	En activité
Constellation RapidEye (5 satellites)	Bleu Vert Rouge Red edge Proche infrarouge	6 m	En activité
Constellation DMC (8 satellites, 4 de 1ère génération et 4 de 2nd génération)	Vert Rouge Proche infrarouge	22 m	6 en activité
Constellation Pléiades (2 satellites)	Bleu Vert Rouge Proche infrarouge	50 cm	En activité
GeoEye-1	Bleu Vert Rouge Proche infrarouge	50 cm	En activité
WorldView-2	Violet Bleu Vert Jaune Rouge Red Edge Proche infrarouge 1 Proche infrarouge 2	50 cm	En activité

Tableau 1 : Principaux capteurs optiques actuels

3.2.1.2 Base de données optiques

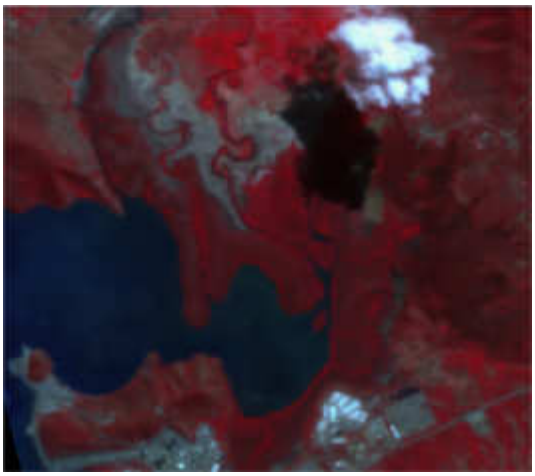
Dans le cadre de cette étude, une série temporelle de données GeoEye-1 à 50 cm et 4 bandes (bleu, vert, rouge et proche infrarouge) a été programmée (Projet CNRT).



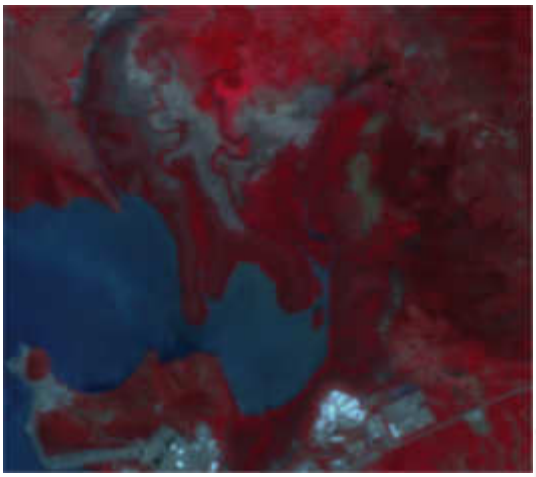
Donnée GeoEye-1 acquise le 18/11/2010 (© GeoEye Int. 2010) | *Donnée GeoEye-1 acquise le 08/07/2011 (© GeoEye Int. 2011)* | *Donnée GeoEye-1 acquise le 19/09/2011 (© GeoEye Int. 2011)* | *Donnée GeoEye-1 acquise le 22/02/2012 (© GeoEye Int. 2012)*

Figure 1 : Série temporelle de données GeoEye-1

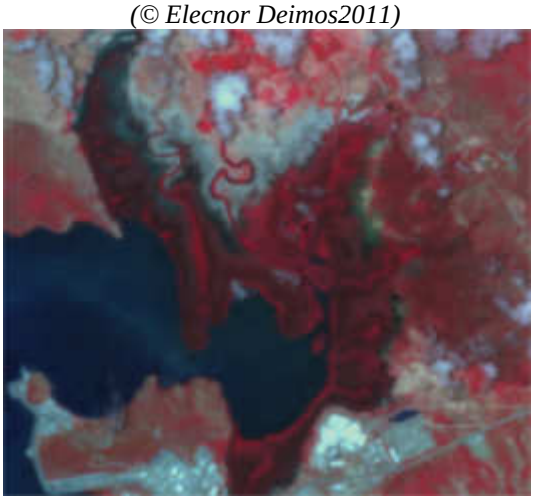
Cette série temporelle a été complétée par une série temporelle de données DEIMOS-1 acquise dans le cadre du projet « *Mangroves monitoring based on DEIMOS data time series in the South West Pacific: Application to New Caledonia* » (Bluecham SAS en partenariat avec l'IRD, l'UNC et le LATUV – Université de Valladolid en Espagne) pour lequel l'agence spatiale ELECNOR Deimos a mis à disposition 7 images haute résolution à 22 m, 3 canaux (vert, rouge et proche infrarouge).



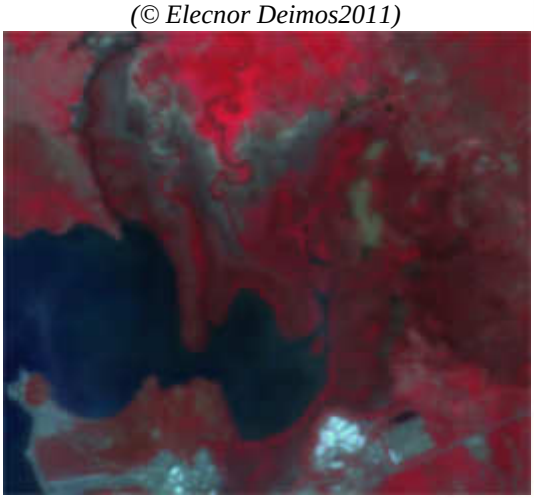
Donnée Deimos-1 acquise le 17/08/2011 (© Elecnor Deimos2011)



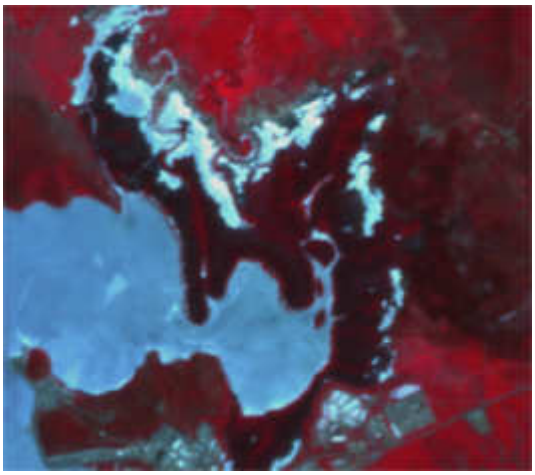
Donnée Deimos-1 acquise le 18/09/2011 (© Elecnor Deimos2011)



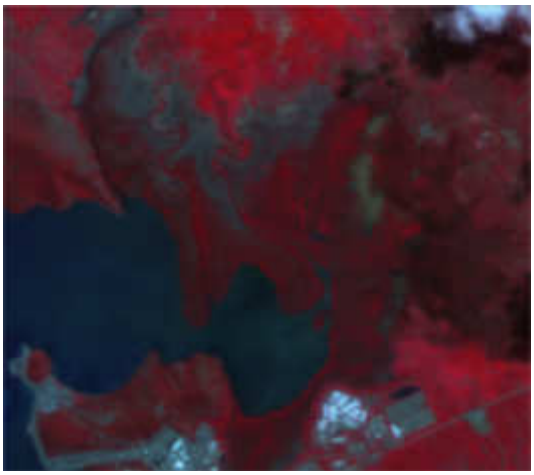
Donnée Deimos-1 acquise le 13/11/2011 (© Elecnor Deimos2011)



Donnée Deimos-1 acquise le 18/12/2011 (© Elecnor Deimos2011)



Donnée Deimos-1 acquise le 11/01/2012
(© Elecnor Deimos2012)



Donnée Deimos-1 acquise le 18/03/2012
(© Elecnor Deimos2012)

Figure 2 : Série temporelle Deimos-1

Sur le site test de Vavouto, la base de données satellitaire optiques comprend 11 images :

Donnée	Date	Temps UTC+11	Marée (m)	Résolution (m)
GeoEye-1	18/11/2010	11:05:00 AM	0,79	0,5
GeoEye-1	09/03/2011	10:14:00 AM	1,24	0,5
Deimos-1	17/08/2011	11:05:07 AM	1,16	22
Deimos-1	18/09/2011	11:00:00 AM	1,14	22
GeoEye-1	20/09/2011	10:17:00 AM	0,76	0,5
Deimos-1	14/11/2011	10:57:54 AM	1,28	22
Deimos-1	19/12/2011	10:53:07 AM	0,83	22
Deimos-1	11/01/2012	11:11:16 AM	1,34	22
GeoEye-1	23/02/2012	10:02:00 AM	1,39	0,5
Deimos-1	18/03/2012	11:03:08 AM	0,69	22
Deimos-1	16/06/2012	11:08:10 AM	0,52	22

Tableau 2 : Série temporelle de données optique sur le site de Vavouto

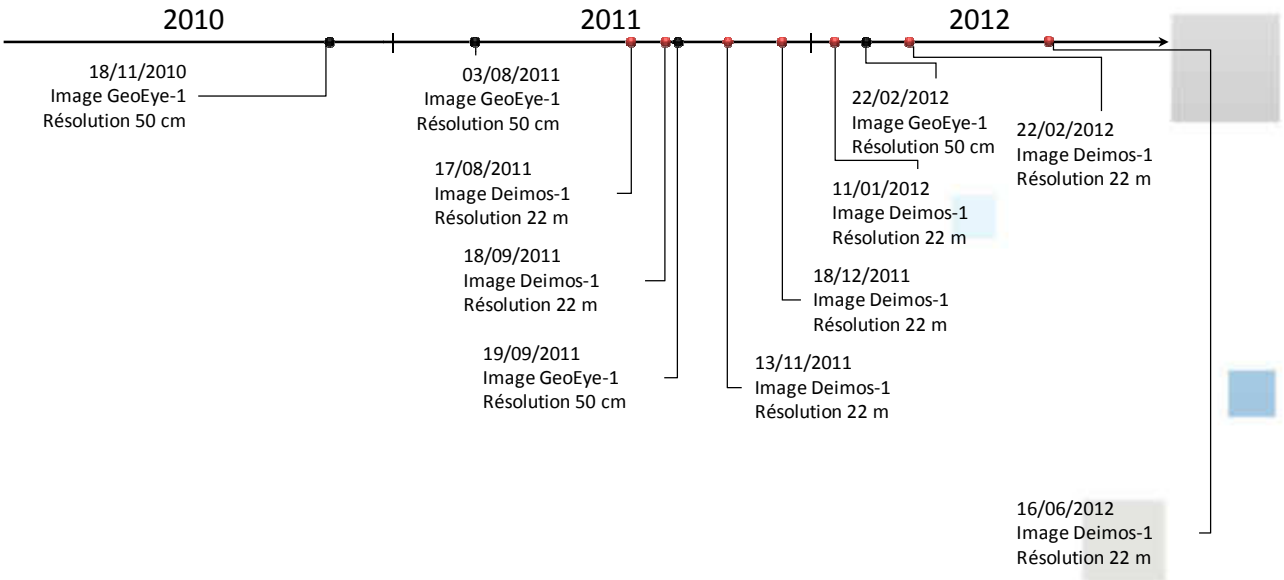


Figure 3 : Chronogramme des acquisitions sur le site de Vavouto

La revisite moyenne du site est de 54 jours. La base de données présente une plus forte résolution temporelle à partir de la seconde moitié de l'année 2011 correspondant au lancement du projet de suivi par Deimos-1.

	2010	2011	2012
Revisite	111 jours	57 jours	45 jours

Tableau 3 : Revisite moyenne de la base de données temporelle optique sur Vavouto

Enfin, l'agence spatiale française (CNES) met à disposition du projet un couple d'image Pléiades en phase RTU (Projet FORET N°46 / Recette en vol Thématique Utilisateurs) sur la commune de Yaté afin de tester la transposition du protocole établi sur un autre site test en exploitant un autre type de données THR et l'apport tri-stéréoscopique pour le suivi des mangroves.

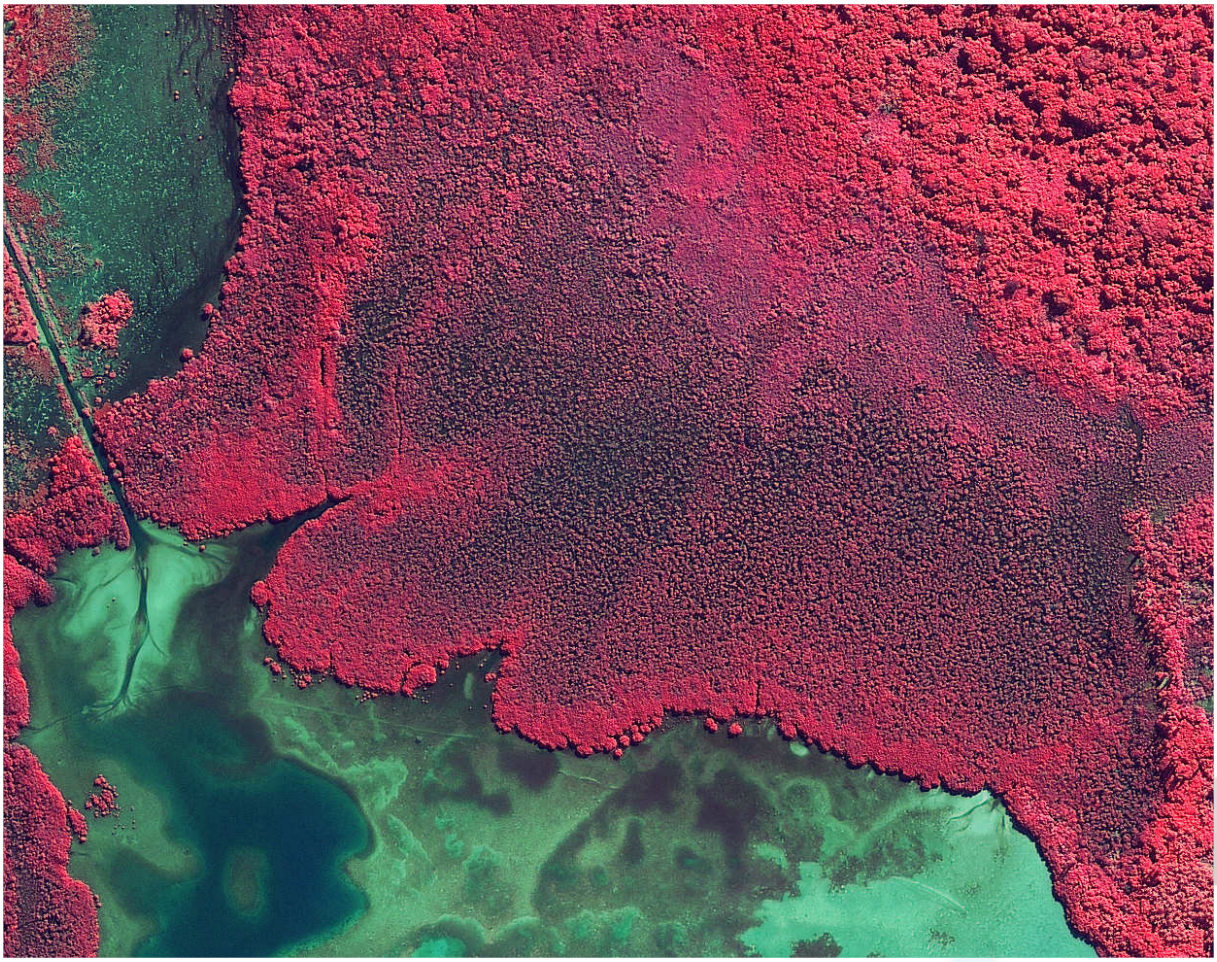


Figure 4 : Donnée Pléiade 1A acquise le 13 Juillet 2012 – Baie de la kwe binyi
© CNES 2012, Distribution CNES, tous droits réservés – Usage commercial interdit.

3.2.1.2.1 Les données GeoEye-1

GeoEye-1

Nom du (des) satellite(s)		**GeoEye-1**		
Propriétaire	**DigitalGlobe**	Pays	**USA**	
Distributeur d'images		**GeoEeye Int.**		
Produits	Panchromatique Multispectral	**Résolution**	0,41 m (0,50 m hors US) 1,65 m	
Couverture des produits (largeur x longueur)		**15,2 km x 15,2 km**		

Informations satellite

Date de lancement du satellite	6 Septembre 2008
Etat	Opérationnel
Maintenance	
Le satellite GeoEye passe au dessus de la Nouvelle-Calédonie entre 10h et 11h	

Description

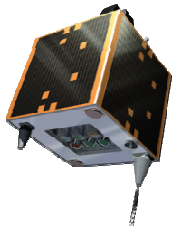
Mass at launch	1,955 kg (4,310 lb)
Bus mass	1,260 kg (2,800 lb)
Solar panels	GaAs, 3862W at the end of the life.
Data Downlink	150 or 740 Mbit/s, X-Band.
Aperture	1.1 m (3.6 ft)
Focal length	13.3 m (44 ft)
Field of View	more than 1.28°
Design lifetime	7 years in orbit, fully redundant.

Bandes spectrales :

Pan	450 nm – 800 nm
Blue	450 nm – 510 nm
Green	510 nm – 580 nm
Red	655 nm – 690 nm
NIR	780 nm – 920 nm

3.2.1.2.2 Les données Deimos-1

DEIMOS-1

Nom du (des) satellite(s)			**Microsat-100 DMC - SSTL**	
Propriétaire	**Elecnor Deimos**	Pays	**Espagne**	
Distributeur d'images		**Elecnor Deimos**		
Produits	Multispectral	**Résolution**	22 m	
Couverture des produits (largeur x longueur)			**600 km x 1000 km**	

Informations satellite

Date de lancement du satellite	29 Juillet 2009
Etat	Opérationnel
Maintenance	

Le satellite Deimos-1 passe au dessus de la Nouvelle-Calédonie entre 10h et 11h
Revisite tous les 2 – 3 jours
Capacité de faire une image de toute la Nouvelle-Calédonie en un passage

Description

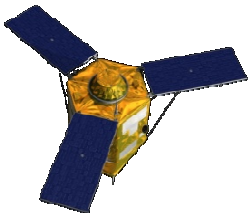
Mass at launch	91 kg
Bus type	SSTL-100
Design lifetime	5 years in orbit, fully redundant.

Bandes spectrales :

Green	0.52 – 0.60 µm
Red	0.63 – 0.69 µm
NIR	0,77 – 0,90 µm

3.2.1.2.3 Les données Pléiades 1

PLEIADES 1A & 1B

Nom du (des) satellite(s)		**Pléiades 1A & 1B**		
Propriétaire	**CNES**	Pays	**France**	
Distributeur d'images		**EADS Astrium**		
Produits	Panchromatique Multispectral	**Résolution**	0,70 m (rééch. 0,50 m) 2,8 m (rééch. 2 m)	
Couverture des produits (largeur x longueur)			**20 km x 20 km (jusqu'à 100 km x 100 km)**	

Informations satellite

Date de lancement du satellite	17 Décembre 2011 (Pléiade 1A) 01 Décembre 2012 (Pléiade 1B)
Etat	Opérationnel
Maintenance	

Le satellite Pléiade passe au dessus de la Nouvelle-Calédonie entre 10h et 11h

Description

Mass at launch	1,000 kg
Solar panels	1500 W

Bandes spectrales :

Pan	480 nm – 830 nm
Blue	430 nm – 550 nm
Green	490 nm – 610 nm
Red	600 nm – 720 nm
NIR	750 nm – 950 nm

3.2.1.3 Aspects opérationnels et continuité des missions

Les types de données sélectionnées pour cette étude (GeoEye-1, Pléiades et Deimos-1) s'inscrivent dans une politique spatiale opérationnelle globale.
En effet, les capteurs de type GeoEye-1 (multipsectraux 4 bandes bleu, vert, rouge, proche infrarouge et panchromatique THR à 50 cm) sont en cours de mise en place opérationnelle ou d'ores et déjà en opération. Nous pouvons citer :

- Quickbird-2 : capteur multispectral 4 bandes (Bleu, vert, rouge, proche infrarouge) et panchromatique à 60 cm – opérationnel depuis 2001.
- WorldView-2 : capteur multispectral 4 bandes (Bleu, vert, rouge, proche infrarouge) ou 8 bandes (bleu côtier, bleu, vert, jaune, rouge, red edge, proche infrarouge 1, proche infrarouge 2) et panchromatique à 50 cm – opérationnel depuis octobre 2009 ;
- Worldview-3 : capteur multispectral à 16 bandes reprenant les 8 bandes de Worldview-2 et ajoutant 8 bandes du moyen infrarouge, et panchromatique de 50 cm (minimum) – lancement prévu en 2013 ;
- Pléiade 1A & 1B : capteurs multispectraux 4 bandes (Bleu, vert, rouge, proche infrarouge) et panchromatique à 50 cm – opérationnel depuis Juin 2012 ;
- GeoEye-2 : capteur multispectral 4 bandes (Bleu, vert, rouge, proche infrarouge) et panchromatique à 50 cm – lancement prévu en 2013.

Le capteur Deimos-1 (résolution 22m, multispectral vert, rouge, infrarouge) est compatible en résolution et définition spectrale à des capteurs de type Landsat, IRS ou SPOT 2ème génération. Deimos fait partie de la constellation DMC (*Disaster Monitoring Constellation*) comprenant 8 satellites comparables (UK-DMC, AlSat-1, BilSat-1, NigeriaSAT-1, Beijing-1, UK-DMC-2, Deimos-1, NigeriaSAT-2).
Parmi les prochaines missions spatiales de ce type, nous pouvons citer :

- Landsat 8 doit être lancé début 2013 ;
- Sentinel 2 doit être lancé en 2014.

Aussi, la sensibilité et les fenêtres de longueur d'onde des capteurs multispectraux font l'objet d'une calibration croisée sur la référence de la mission Landsat. Il en résulte une corrélation entre les mesures faites entre les différents capteurs permettant une exploitation synergique de différentes images. La corrélation entre les données Deimos-1 et GeoEye-1 est supérieure à 0.9 pour chaque bande de spectre comparable (Andreoli *et al.* 2012).

Date	Sensor	Tide height	Cloud cover
2011/09/18	Deimos-1	1.14 m	Cloud free
2011/09/19	GeoEye-1	0.76 m	Cloud free

Tableau 4 : Données utilisées pour la comparaison des calibrations de bandes

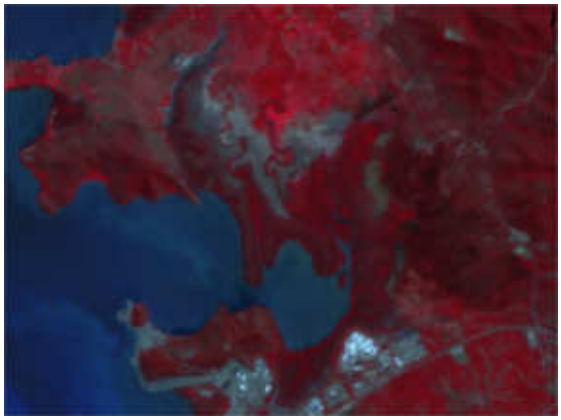


Figure 5.a.: Deimos-1 data acquired the 18/09/2011 (© Elecnor Deimos)

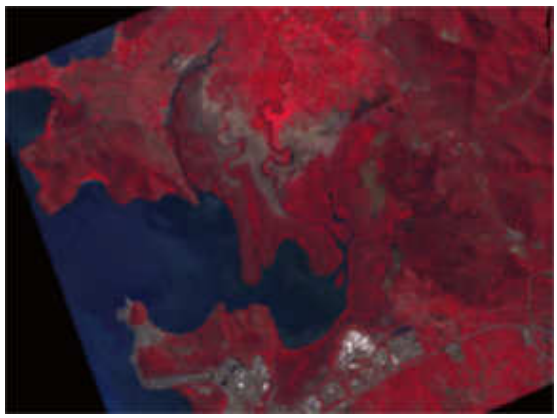


Figure 5.b.: GeoEye-1 data acquired the 19/09/2011 (© GeoEye Int.)

Band	Correlation coefficient R	a	Constant	Standard error
Near Infrared	**0.9275**	0.89323684	4909.76546	2434.65763
Red	**0.9299**	1.774508	-2079.98817	2461.83299
Green	**0.9403**	1.1672067	-2396.80626	471.799231

Tableau 5 : Coefficient de corrélation et paramètres de calibration Deimos-1 – GeoEye-1

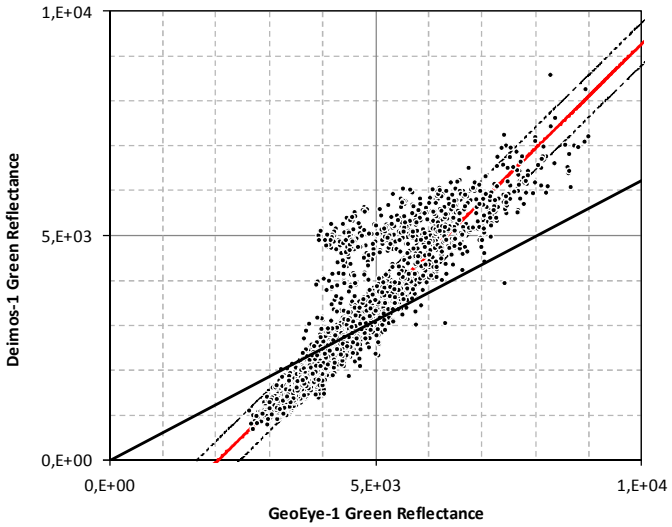


Figure 6.a : Correlation between reflectance of GeoEye-1 data and Deimos-1 data in the green spectrum.

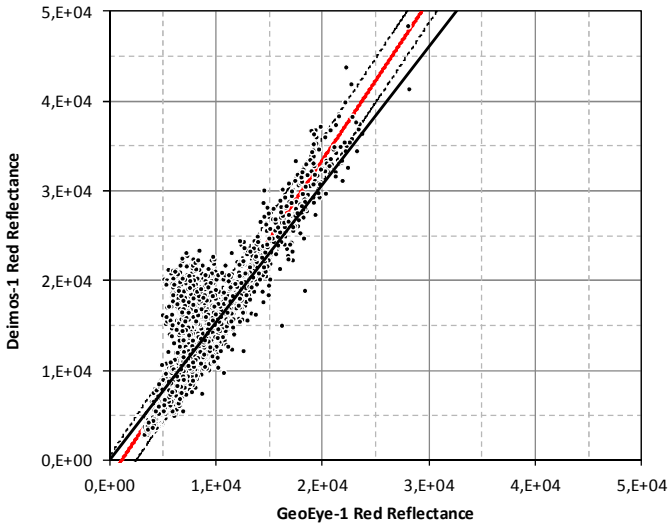


Figure 6.b : Correlation between reflectance of GeoEye-1 data and Deimos-1 data in the red spectrum.

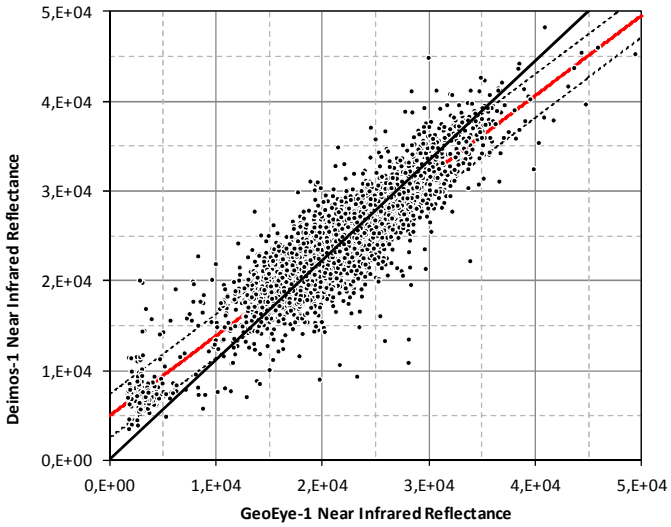


Figure 6.c : Correlation between reflectance of GeoEye-1 data and Deimos-1 data in the near infrared spectrum.

3.2.1.4 Classifications des images pour l'étude des mangroves

Les études antérieures se basent principalement sur deux types de classification. Les classifications dites supervisées qui nécessitent des échantillons considérés comme descriptifs avec des calculs de similitude entre pixels et les classifications non supervisées qui vont attribuer une classe à chaque pixel selon un procédé statistique.
Valérie Laurent (2006-2007) dresse un état de l'art de l'approche par la télédétection des procédés de classification de mangrove dans le cadre du programme ZoNéCo. Sont cités plusieurs publications qui se sont attachées à extraire la mangrove d'images satellites, que ce soit avec des classifications supervisées ou non.

3.2.1.4.1 Classification non supervisées

D'une manière générale, les classifications non supervisés ne peuvent différencier que 3 ou 4 types de mangrove à partir d'images Spot XS et Landsat TM (Loo 1992 – Vits et Tacks 1995). Certaines études n'ont pas réussi à distinguer la mangrove d'autres types de végétation sur des images Landsat TM (Woodfine 1991).
Ce type de classification ne parait pas adapté à nos besoins en raison de la qualité des résultats obtenus. De plus, les données terrain disponibles dans le cadre du projet nous orientent vers une classification supervisée, nous permettant également d'introduire la connaissance expert dans le procédé de classification. En effet, les classifications supervisées peuvent intégrer les paramètres nous permettant d'identifier les différentes zones de mangroves en accord avec la segmentation souhaitée par les scientifiques spécialistes du domaine.

3.2.1.4.2 Classification supervisées

Les classifications supervisées sont globalement plus efficaces et donc plus utilisées puisque leur finalité est, dès les premières étapes d'analyse, l'objet thématique. Elles sont générées et validées parfois à partir de données externes comme des relevés terrain ou des photographies aériennes. Les méthodes de classification supervisée les plus classiques sont basées sur des statistiques de distance. Des traitements de type maximum de vraisemblances ont été appliquées à des images IKONOS et QuickBird (Wang et al. – 2004a – 2004b) avec des résultats allant de 72 à 89% de précision. La

distance minimale et distance de Mahalanobis ont également été utilisés (Saito et al. – 2003) sur des images ASTER et SPOT. Cependant ces méthodes ont entrainé des confusions de classification entre les classes de mangroves et faisaient ressortir plutôt les différences de maturité des végétations.
La classification par règle de décision ou arbre de décision différencie et classe les pixels selon des seuils sur une ou plusieurs bandes de l'image. Gao et al. (2004) l'ont appliqué sur des images SPOT. Cette méthode possède l'avantage de pouvoir inclure des données exogènes. Dans le cas de la mangrove qui est un écosystème spécifique, ce type de classification pourrait être très efficace avec l'utilisation de données contextuelles adaptées tels que le MNT ou le trait de côte. Les classifications par la méthode de l'angle spectral sont, quand à elles, particulièrement adaptées aux images hyperspectrales, (Hirano et al. – 2003) par exemple des images AVIRIS. Elle considère un pixel comme un pixel de dimension égale au nombre de bandes et compare chaque vecteur au vecteur de la signature spectrale de chaque classe et lui attribue celle qui correspond le mieux.

De ces nombreuses études existantes, la classification par arbre de décision présente de nombreux avantages compte tenu de l'objet étudié et de ses caractéristiques. La possibilité d'intégrer des données exogènes permettrait une meilleure précision de classification de la mangrove en ajoutant une composante contextuelle à l'analyse.

3.2.1.5 Les néo-canaux

Afin d'augmenter le nombre de bandes et ainsi de disposer de plus d'information possible, des indices sont calculés et utilisés dans les classifications. Les principaux sont des indices de végétation et des néo-canaux issus de filtres de texture.

3.2.1.5.1 Indices de végétation

L'indice de végétation normalisé ou NDVI (*Normalized Difference Index*) est défini par :

$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R}$ Avec PIR la valeur du pixel dans le proche infrarouge et R la valeur du pixel dans le rouge (Bannari *et al.* 1995).

3.2.1.5.2 Indice de rougeur des sols

L'indice de rougeur de Pouget *et al.* (1990) est défini par :

$Redness = \frac{(X_{0,50-0,59\mu m})^2}{(X_{0,61-0,68\mu m})^3}$ ou $X_{0,50-0,59\mu m}$ correspond à la valeur du pixel dans le rouge et $X_{0,61-0,68\mu m}$ correspond à la valeur du pixel dans le vert.

3.2.1.5.3 Indices de textures

Avec l'apparition de la très haute résolution, des canaux issus de filtres de texture peuvent être judicieux à intégrer comme paramètres. Wang et al. (2004a –2004b) montrent quels filtres sont les plus efficaces et l'impact qu'ils ont sur la classification finale d'images IKONOS et QuickBird par rapport à des procédés n'utilisant pas de filtres de texture. Les Filtres texturaux appliqués à la bande panchromatique ont permis d'augmenter la précision des résultats de classification par maximum de vraisemblance par l'augmentation du nombre de canaux de l'image. 4 filtres se sont distingués parmi les 14 disponibles comme étant les plus pertinents: la variance, le contraste, la corrélation et

l'entropie. Ces données ont permis de diminuer les confusions, retranscrites par une augmentation du coefficient de Kappa pour chaque classification.

Les 14 indices texturaux dérivés des images satellitaires sont ceux tels que définis par Haralick (1974):

1) Angular Second Moment:

$$f_1 = \sum_i \sum_j \{p(i,j)\}^2.$$

2) Contrast:

$$f_2 = \sum_{n=0}^{N_g-1} n^2 \left\{ \sum_{\substack{i=1 \\ |i-j|=n}}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g} p(i,j) \right\}.$$

3) Correlation:

$$f_3 = \frac{\sum_i \sum_j (ij)p(i,j) - \mu_x \mu_y}{\sigma_x \sigma_y}$$

4) Sum of Squares: Variance

$$f_4 = \sum_i \sum_j (i - \mu)^2 p(i,j).$$

5) Inverse Difference Moment:

$$f_5 = \sum_i \sum_j \frac{1}{1 + (i-j)^2} p(i,j).$$

6) Sum Average:

$$f_6 = \sum_{i=2}^{2N_g} i p_{x+y}(i).$$

7) Sum Variance:

$$f_7 = \sum_{i=2}^{2N_g} (i - f_8)^2 p_{x+y}(i).$$

8) Sum Entropy:[2]

$$f_8 = -\sum_{i=2}^{2N_g} p_{x+y}(i) \log \{p_{x+y}(i)\}.$$

9) Entropy:

$$f_9 = -\sum_i \sum_j p(i,j) \log (p(i,j)).$$

10) Difference Variance:

$$f_{10} = \text{variance of } p_{x-y}.$$

11) Difference Entropy:

$$f_{11} = -\sum_{i=0}^{N_g-1} p_{x-y}(i) \log \{p_{x-y}(i)\}.$$

12), 13) Information Measures of Correlation:

$$f_{12} = \frac{HXY - HXY1}{\max \{HX, HY\}}$$

$$f_{13} = (1 - \exp [-2.0(HXY2 - HXY)])^{1/2}$$

$$HXY = -\sum_i \sum_j p(i,j) \log (p(i,j))$$

where HX and HY are entropies of p_x and p_y, and

$$HXY1 = -\sum_i \sum_j p(i,j) \log \{p_x(i)p_y(j)\}$$

$$HXY2 = -\sum_i \sum_j p_x(i)p_y(j) \log \{p_x(i)p_y(j)\}.$$

14) Maximal Correlation Coefficient:

$$f_{14} = (\text{Second largest eigenvalue of } Q)^{1/2}$$

where

$$Q(i,j) = \sum_k \frac{p(i,k)p(j,k)}{p_x(i)p_y(k)}.$$

Notation

$p(i,j)$ (i,j)th entry in a normalized gray-tone spatial-dependence matrix, $= P(i,j)/R$.

$p_x(i)$ ith entry in the marginal-probability matrix obtained by summing the rows of $p(i,j)$, $= \sum_{j=1}^{N_g} P(i,j)$.

N_g Number of distinct gray levels in the quantized image.

$\sum_i$ and $\sum_j$ $\sum_{i=1}^{N_g}$ and $\sum_{j=1}^{N_g}$, respectively.

$$p_y(j) = \sum_{i=1}^{N_g} p(i,j).$$

$$p_{x+y}(k) = \sum_{\substack{i=1 \\ i+j=k}}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g} p(i,j), \qquad k = 2,3,\cdots,2N_g.$$

$$p_{x-y}(k) = \sum_{\substack{i=1 \\ |i-j|=k}}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g} p(i,j), \qquad k = 0,1,\cdots,N_g - 1.$$

3.2.1.5.4 Conclusions, perspectives

Les recherches sur les méthodes existantes permettent d'envisager une solution hybride. Un algorithme de traitement combinant la souplesse de l'arbre de décision avec de nouvelles informations issues de l'image d'origine que sont des indices de végétation, et de texture. Cela

permettra de prendre en compte des éléments extérieurs comme l'altitude ou le trait de côte et de constituer le plus d'information possible à partir des images existantes pour discerner le plus précisément la mangrove et ses classes. Une telle solution a déjà été utilisée pour discerner 13 types de plantations divisés en 33 classes en utilisant les bandes spectrales, le NDVI et les indices de texture sur plusieurs images ASTER prises à différentes saisons. (Peña-Baragán et al. – 2011)

3.2.1.6 Caractérisation des zones de mangrove

Pour remplir au mieux les objectifs de classification de la mangrove, une caractérisation fine de chaque groupement de végétation à extraire est nécessaire.

3.2.1.6.1 Zone de mangrove : repérage terrain de février 2011

La mangrove est une zone composée de végétations et de zones nues. Situées sur le littoral, elle est caractérisée par une très faible altitude et des limites naturelles plus ou moins marquées. Dans le détail, la mangrove regroupe des surfaces en eau, une végétation spécifique halophile, d'autres types de végétations et différents types de tannes (sols nus). Chaque formation végétale possède son propre milieu de développement qui est fonction de la salinité de l'eau, du drainage et de l'altitude.

Figure 7: Vue d'ensemble du site d'étude, spatio-carte GeoEye-1 du 18 novembre 2010,
© GeoEye int 2010, Distribution e-GEOS, Traitements Bluecham SAS

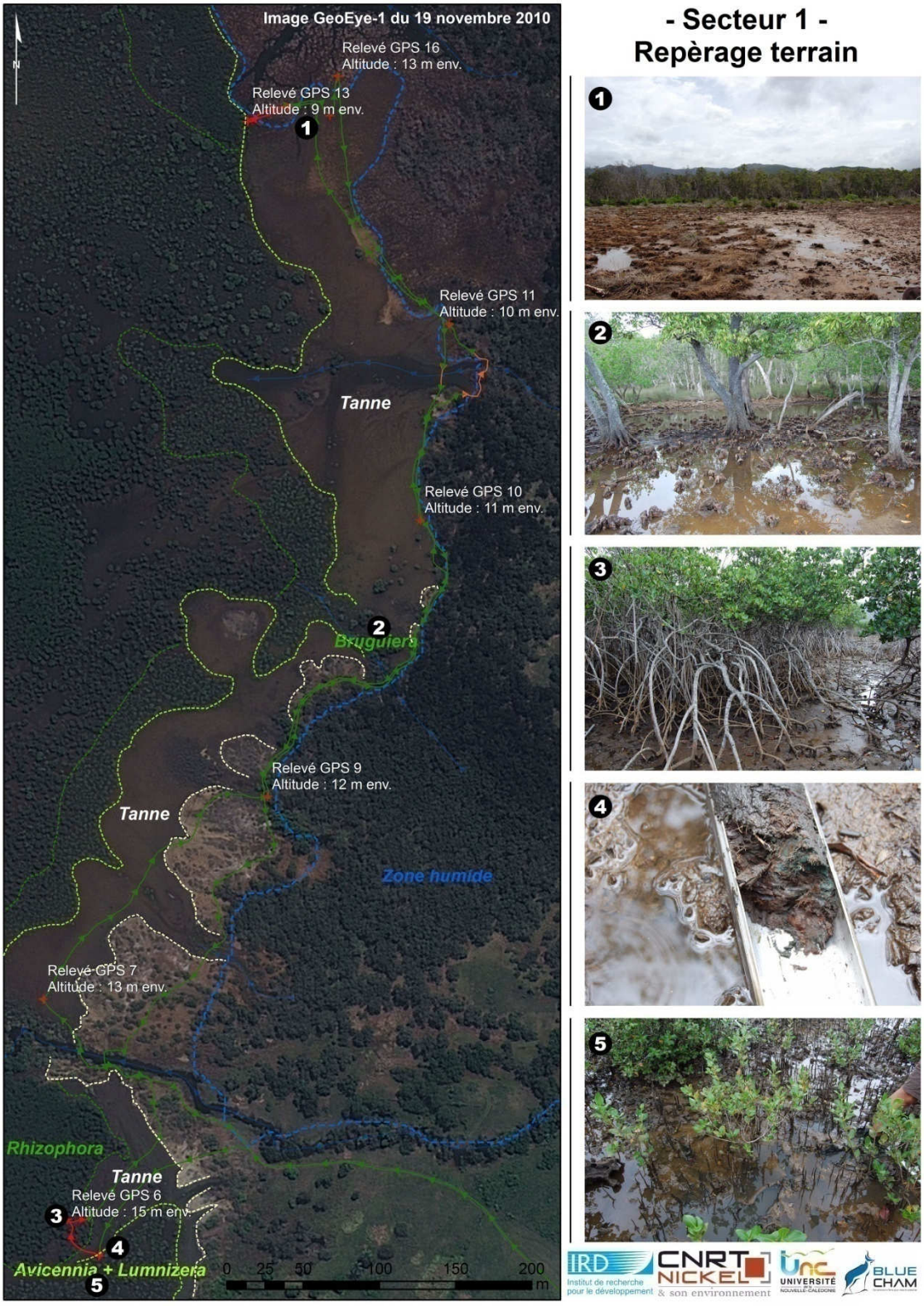


Figure 8: repérage terrain effectué par GPS, spatio-carte GeoEye-1 du 18 novembre 2010,
© GeoEye int 2010, Distribution e-GEOS, Traitements Bluecham SAS

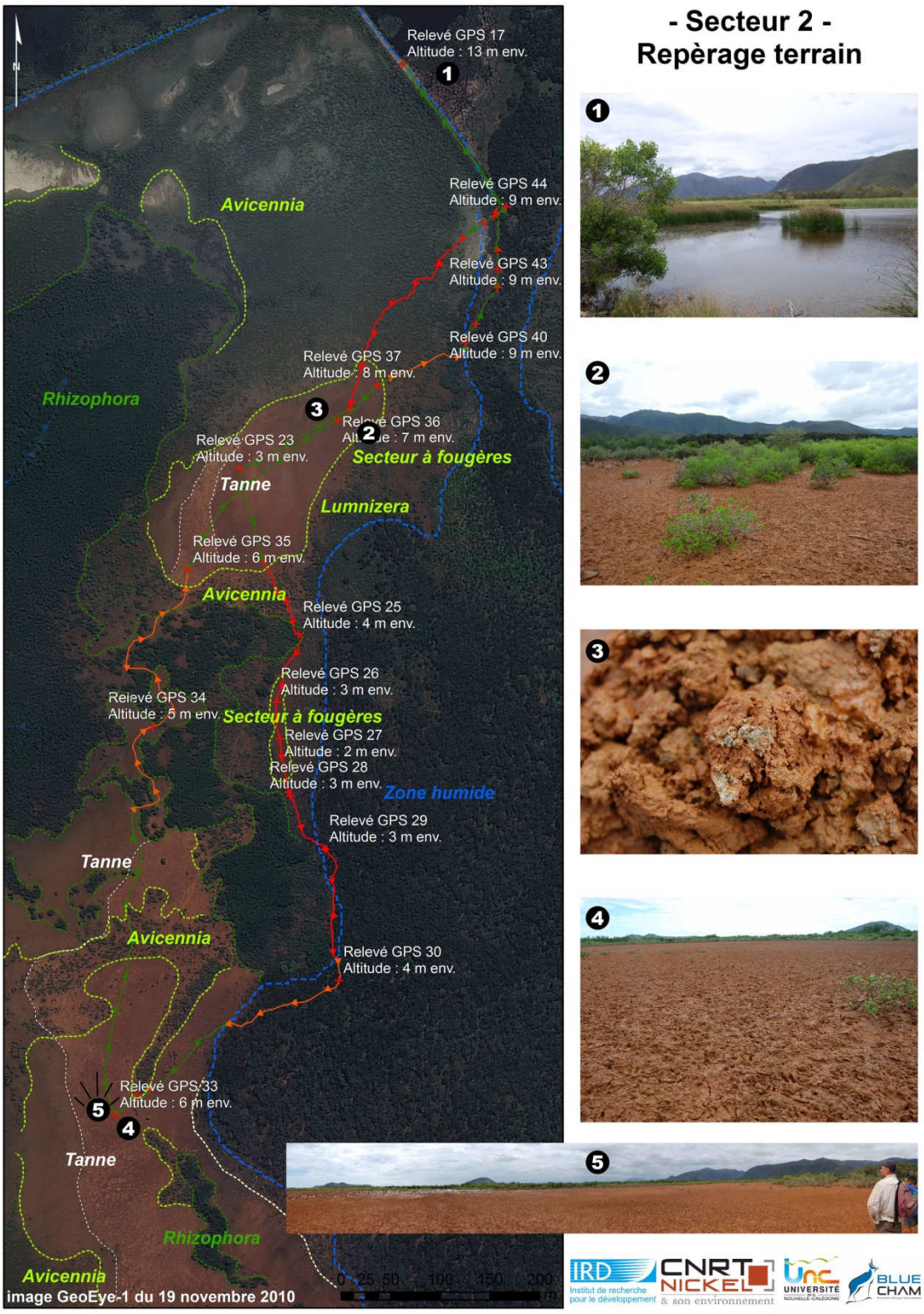


Figure 9: repérage terrain effectué par GPS spatio-carte GeoEye-1 du 18 novembre 2010,
© GeoEye int 2010, Distribution e-GEOS, Traitements Bluecham SAS

5 zones caractéristiques de la mangrove peuvent être identifiées par inspection visuelle des images satellite à très haute résolution:

- Le tanne
- Les avicennias
- La végétation intermédiaire
- Les rhizophoras arbustifs
- Les rhizophoras arborescents

Une campagne de repérage terrain a été effectuée en février 2011 dans le cadre du projet avec les scientifiques spécialistes des mangroves (C. Marchand) et les ingénieurs télédétection de Bluecham. Cette campagne a permis de lever une cinquantaine de points GPS de différents groupements végétaux et formations composant la zone de mangrove du site d'étude.
Ces points GPS, replacés sur l'image GeoEye-1 à 50 cm acquise en novembre 2010, permettent une première identification visuelle des différentes zones de mangroves à extraire des images. Cette caractérisation de chaque zone porte sur la radiométrie, l'organisation spatiale, la texture de ces objets.

3.2.1.6.2 Les tannes

Le tanne se caractérise sur les images très haute résolution par une zone continue ayant des signatures spectrales similaires à un sol nu sableux. Ils apparaissent en rouge-marron sur les images en vraies couleurs et en bleu turquoise en fausses couleurs (proche infrarouge en rouge, rouge en vert et vert en bleu). La teinte varie en fonction de l'éclairement et de l'humidité du sol. Une pellicule d'eau ou de boue peut également entrainer des effets de sun-glint. Les tannes peuvent être parsemés de touffes herbeuses. Ces zones se situent aux altitudes moyennes, les plus hautes de toutes les classes de mangrove.

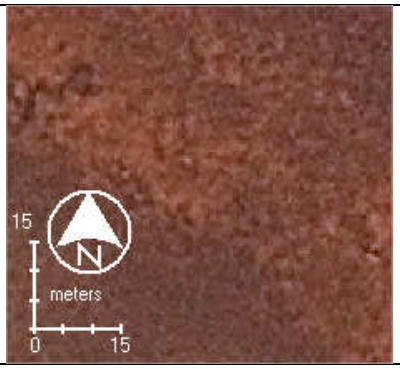
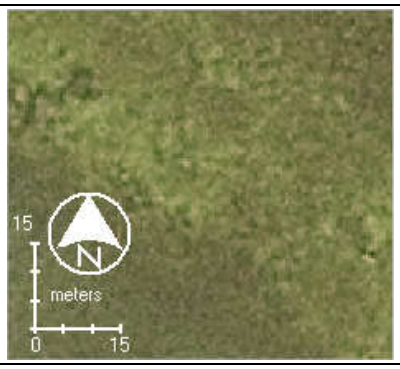
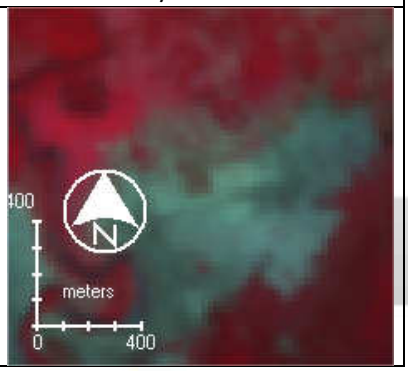
GeoEye-1 couleurs naturelles	GeoEye-1 fausses couleurs	Deimos-1 fausses couleurs
1/1000		1/25000
		

Figure 10 : Les tannes identifiés par satellite

3.2.1.6.3 Les avicennia

Les avicennias sont visibles sur les images comme une succession de taches de végétation reliées. Ces zones texturées laissent la plupart du temps apparaitre le substrat et présentent une faible activité dans l'infrarouge d'où une couleur rose pâle en fausses couleurs. Ces arbustes se développent directement en contrebas des tannes

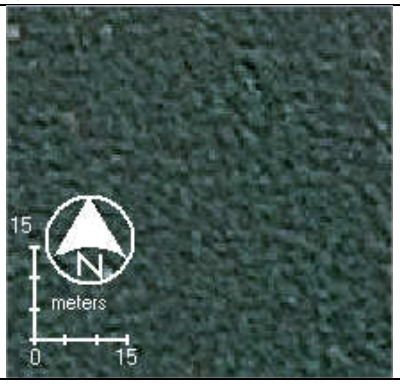
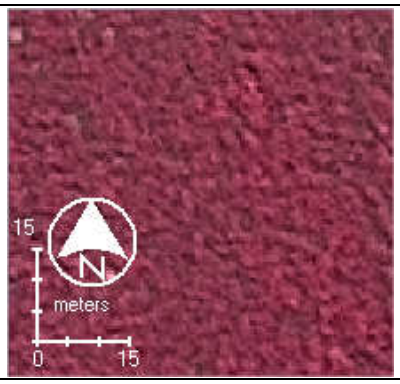
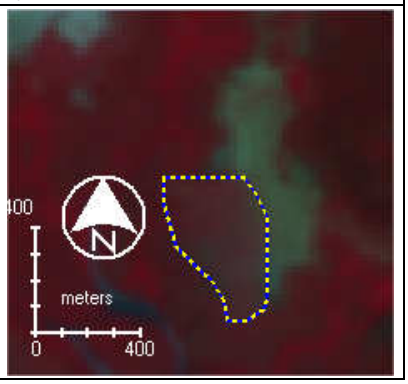
GeoEye-1 couleurs naturelles	GeoEye-1 fausses couleurs	Deimos-1 fausses couleurs
1/1000		1/25000
		

Figure 11 : Les avicennia identifiés par satellite

3.2.1.6.4 Végétation intermédiaire

Les zones de végétation intermédiaire (ou mixte) sont constituées d'arbustes de différentes espèces. Cela apparait donc comme une succession plus ou moins régulière de cercles de taille et de teintes différentes. Les rhizophoras état plus actifs que les avicennias, ils apparaissent plus verts ou plus rouge en fonction du choix de représentation, vraies ou fausses couleurs. Certaines de ces zones laissent apparaitre le substrat ce qui en fait des zones fortement texturées.

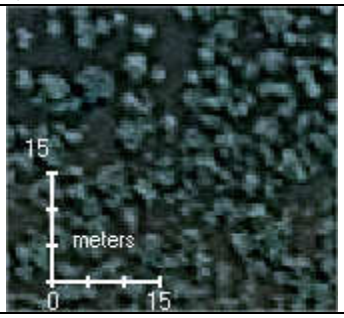
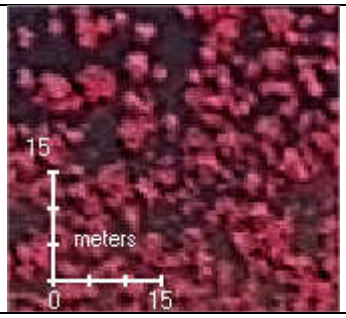
GeoEye-1 couleurs naturelles	**GeoEye-1 fausses couleurs**	**Deimos-1 fausses couleurs**
1/1000		1/25000
		

Figure 12 : La végétation intermédiaire identifiée par satellite

3.2.1.6.5 Les rhizophoras arbustifs

Ces arbustes de hauteur basse à moyenne couvrent complètement le sol. Cette végétation apparait en vert sombre en vraies couleurs et en violet en fausses couleurs. Le rapprochement des arbres font de cette zone de rhizophora une zone finement texturée. Les rhizophoras arbustifs se développent en aval soit des avicennias, soit de végétation intermédiaire.

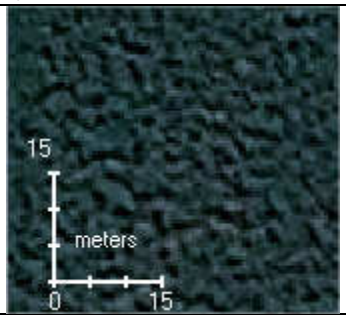
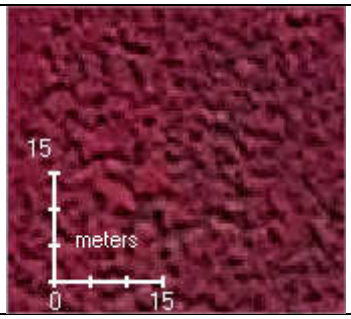
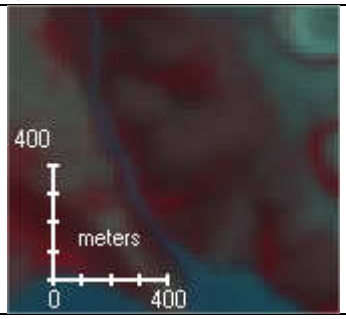
GeoEye-1 couleurs naturelles	GeoEye-1 fausses couleurs	Deimos-1 fausses couleurs
1/1000		1/25000
		

Figure 13 : Les rhizophora arbustifs identifiés par satellite

3.2.1.6.6 Les rhizophoras arborescents

Ces grands arbres présentent une très grande densité de végétation en bordure d'eau et leur activité est variable ce qui peut entrainer des variations de teinte. Les grands arbres apparaissent comme une végétation très active. Les arbres plus en retrait de l'eau libre apparaissent moins actifs. Les rhizophoras arborescents peuvent présenter des textures très différentes selon les endroits.

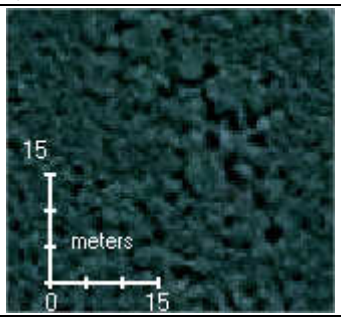
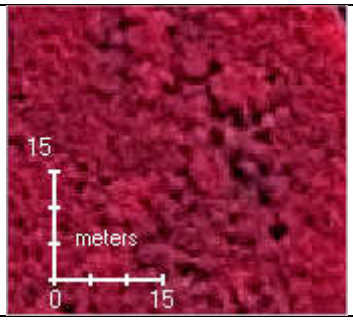
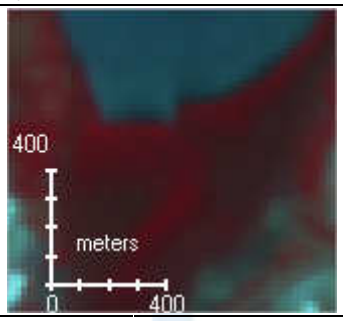
GeoEye-1 couleurs naturelles	GeoEye-1 fausses couleurs	Deimos-1 fausses couleurs
1/1000		1/25000
		

Figure 14 : Les rhizophora arborescents identifiés par satellite

3.2.2 Données Radar

3.2.2.1 Principe du Radar

Un capteur actif produit sa propre énergie pour illuminer la surface de la Terre : il dégage un rayonnement électromagnétique qui est dirigé vers sa cible. Le rayonnement réfléchi par la cible est alors perçu et mesuré par le capteur. Les images radar ont l'avantage de pouvoir être acquises de jour comme de nuit quelle que soit la couverture nuageuse. Dans le cas des radars à synthèse d'ouverture la trajectoire du satellite suit la forme d'une parabole de manière à maximiser l'amplitude du signal capté.

La longueur d'onde (ou bande) utilisée, que nous noterons par la suite λ, détermine la taille des objets sur lesquels l'interaction du signal se fait théoriquement.
En télédétection satellitaires, les bandes exploitées sont les bandes X, L, C et P. Cette sélection est en adéquation avec les éléments d'occupation du sol de la surface terrestre mais présente aussi l'avantage indéniable d'être très faiblement perturbé par les effets atmosphériques (nuages, vapeur d'eau, brumes, fumées).

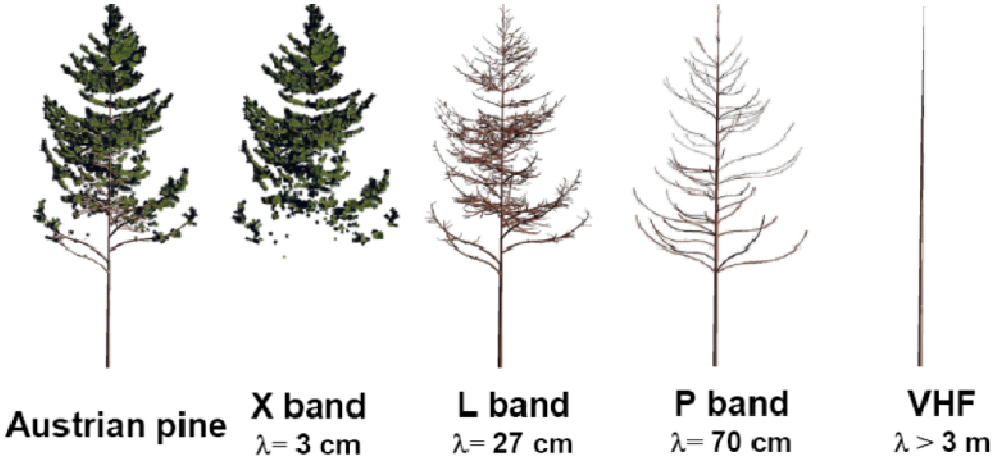
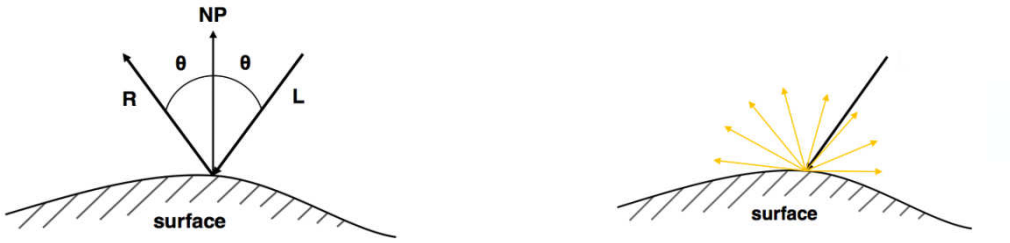


Figure 15: Observation de la végétation en fonction de la longueur d'onde

Si la taille des cibles est proche de λ elles interfèrent avec l'onde et apparaissent bien visibles sur l'image (forte rétrodiffusion). Ainsi une surface sera considérée comme lisse si ses défauts sont beaucoup plus petits ou beaucoup plus grands que λ. La réflexion de l'onde sera alors spéculaire (c'est le cas pour la surface de l'eau lorsque les vagues sont petites). A contrario la réflexion se fera de manière diffuse sur une surface dont les irrégularités sont de l'ordre de λ. La rétrodiffusion de l'onde dépend aussi des propriétés diélectriques qui dépendent elles-mêmes de l'humidité et de la composition des cibles.



Surface lisse *Surface irrégulière*

Figure 16: Réflexion en fonction de l'état de la surface

Lors des réflexions, il arrive que l'onde rebondisse sur d'autres cibles avant d'être renvoyée vers le satellite. Sur la figure 17 été schématisés les simples et les doubles bonds. Le double bond peut se faire d'abord sur une surface spéculaire puis sur une cible ou l'inverse. Par exemple au niveau des fronts de mer, les racines des palétuviers à échasses peuvent constituer une cible de deuxième bond pour une onde qui aurait été réfléchie à la surface de l'eau.

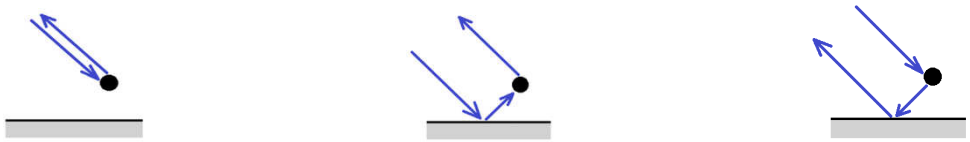


Figure 17 : Simple et double bonds

Grâce à la polarisation de l'onde on peut déterminer la direction suivant laquelle la taille des cibles est la plus proche de λ. L'émetteur du satellite peut envoyer une onde polarisée horizontalement ou verticalement et les capteurs détectent les ondes pour un type de polarisation donnée. On dira que l'image satellite est polarisée en HH lorsque les deux ondes "l'émise" et "la renvoyée" sont polarisées horizontalement. Les autres combinaisons sont VV, HV et VH.

*Figure 18 : Polarisations (d'après [***Erreur ! Source du renvoi introuvable.***])*

3.2.2.2 Capteurs radar actuels

Les premiers capteurs satellitaires radar imageur, appelés SAR (*Synthetic Aperture Radar*), on été lancés au début des années 1990. D'abord en bande C (0,5 à 1 GHz), les capteurs les plus récents sont en bande X (8 à 13 GHz) permettant une augmentation de la résolution par l'amélioration du rapport signal / bruit.
Actuellement, 8 satellites équipés d'un système SAR sont encore en activité organisés en 3 constellations :

- Cosmo-Skymed : 4 satellites SAR bande X THR en configuration interférométrique
- TerraSAR : 2 satellites (TerraSAR et TanDEM-X) SAR bande X THR en configuration interférométrique
- Radarsat : 2 satellites SAR en bande L

Capteur	Lancement	Résolution en m	Bande	Statu de la mission
COSMO-SKYMED 4	06/11/2010	1	X	En activité
TANDEM-X	21/06/2010	1	X	En activité
COSMO-SKYMED 3	25/10/2008	1	X	En activité
RADARSAT-2	14/12/2007	1	C	En activité
COSMO-SKYMED 2	09/12/2007	1	X	En activité
TERRASAR-X	15/06/2007	1	X	En activité
COSMO-SKYMED 1	08/06/2007	1	X	En activité
RSS-1 (YAOGAN 1)	27/04/2006		C	Mission terminée
RADARSAT-1	04/11/1995	8	C	En activité
ERS-2	21/04/1995	12,5	C	Mission terminée
ERS-1	17/07/1991	12,5	C	Mission terminée
ENVISAT	01/03/2002	De 1000 à 12.5	C	Mission terminée
ALOS	24/01/2006	10	L	Mission terminée
JERS-1	11/02/1992	18	L	Mission terminée

Tableau 6 : Satellite radar passés et actifs

3.2.2.3 Etat de l'art radar – mangroves

L'utilisation des données SAR pour le suivi et la cartographie des milieux humides est reconnu depuis près de 10 ans et, comme le signal radar interagit de manière spécifique en fonction de l'humidité des sols (par variation des propriétés diélectriques) plusieurs applications permettent d'apporter des compléments d'information majeurs pour le suivi de ce type de milieu (Rosenqvist, 2007) :

- Suivi des nappes d'eau sous la canopée ;
- Inventaires en milieu humides ;
- Suivi des perturbations (changements).

Dès 1998, Proisy *et al.* Explorent le potentiel de l'imagerie radar pour caractériser les types de mangroves de la Guyane française. Selon ces auteurs, plus la fréquence est basse, plus la discrimination des espèces de mangroves est effective à partir de données SAR. Les premières études se sont focalisées sur la classification des types de végétation dans la mangrove avec des précisions de l'ordre de 50% en bande C (Hashim *et al.* 1999).
Mougin *et al.* (1999), Proisy *et al.*(2000) puis Kovacs *et al.* (2008) ont mis en évidence une relation linéaire entre le coefficient de rétrodiffusion radar et le LAI (*Leaf Area Index*) et la hauteur des arbres mais que cette relation est limitée aux polarisations croisée (HV et VH) en bande C.
Proisy *et al.* (2000) met en évidence de manière théorique que la diminution de la fréquence (vers les bandes X et P) permet une meilleure estimation de la biomasse. Aussi, l'utilisation de ratio de polarisation permet d'augmenter la précision de ces estimations. Toutefois, afin de calibrer le modèle de spatialisation de la biomasse par images SAR, celui-ci nécessite des mesures de terrain (Proisy *et al.* 2000).

Enfin, des études récentes ont démontré le potentiel des données SAR interférométriques pour la détection des changements de hauteur d'eau (Wdowinski *et al.* 2008).

3.2.2.4 Image radar TerraSAR-X

Dans la cadre de cette étude, une image a été acquise par le satellite TanDEM-X du système TerraSAR le 9 décembre 2011 à 18h40 UTC (marée haute). Il s'agit d'une image stripmap bi-polarisée HH et VV en bande X (λ=3*cm*) et d'une résolution de 2 mètres.

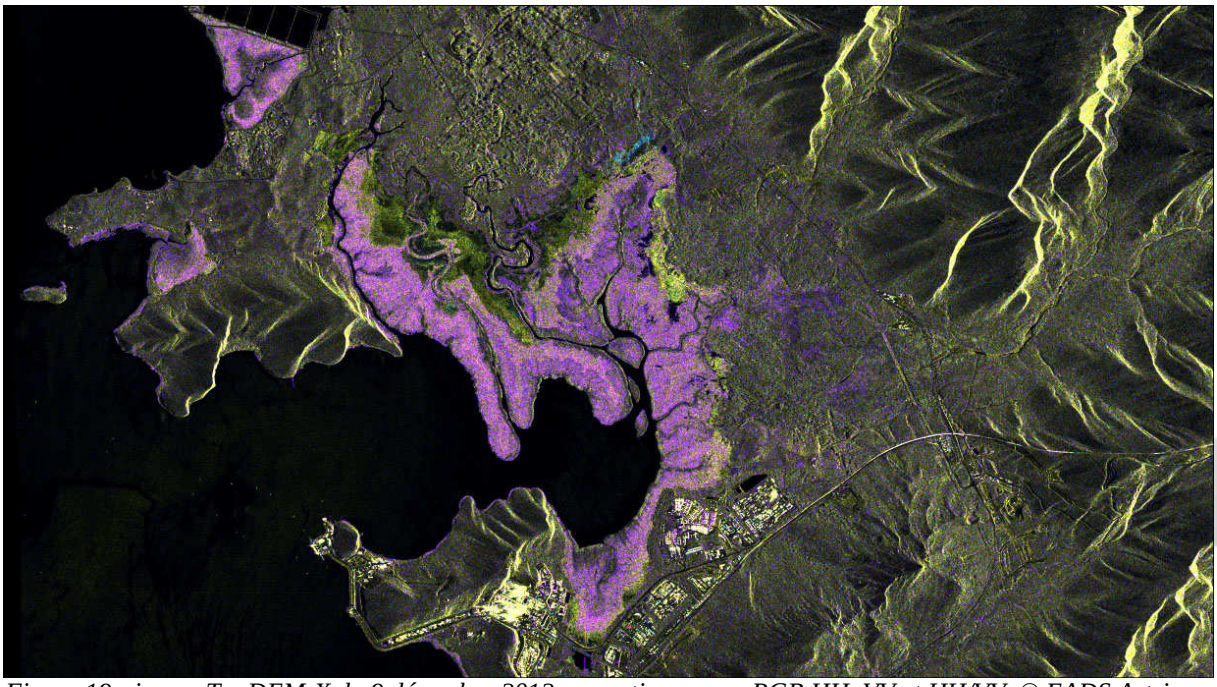


Figure 19 : image TanDEM-X du 9 décembre 2012 respectivemen en RGB HH, VV et HH/VV, © EADS Astrium 2011

3.2.2.5 Aspects opérationnels et continuité des missions

Actuellement, 3 constellations SAR sont en activité (2 en bande X et en très haute résolution et une en bande C). Les futures missions radar en préparation comprennent la continuité des systèmes TerraSAR et Radarsat ainsi que le lancement en 2013 de la mission Sentinel-1 (SAR en Bande C). Parmi les futures missions, nous pouvons citer :

- ALOS-2 PALSAR, bande L, résolution 1 m, lancement en 2013 ;
- Sentinel-1 (3 satellites 1A, 1B et 1C), bande C, résolution 9 m, à partir de 2013;
- Kompsat-5, bande X, résolution 1 m, lancement en 2013 ;
- PAZ SAR-X, bande X, résolution 1 m, lancement en 2013 ;
- SAOCOM, bande L, résolution 10 m, lancement en 2014 ;

3.3 Méthodologie de traitement des données

Les algorithmes de traitements des données ont été établis dans un souci de reproductibilité des méthodes pour un suivi opérationnel des mangroves. De ce fait, la calibration radiométrique des données ainsi que l'orthorectification rigoureuse des images (bien que les mangroves se situent dans des secteurs relativement plats) sont deux étapes obligatoires pour garantir l'aspect opérationnel des algorithmes proposés (Collet et al., 1992).

3.3.1 Algorithme de traitement des données satellitaire

Pour chaque jeu de donnée de la base de données, un algorithme de traitement adapté a été mis en place afin de préparer les données et dériver des néo-canaux utiles pour le suivi de mangroves.

3.3.1.1 Données Très Haute Résolution

3.3.1.1.1 Calibration radiométrique

Afin de rendre les données temporelles issues de deux capteurs différents comparables dans le temps, ces données ont été calibrées en réflectance (Collet et al., 1992).

La calibration est effectuée selon la formule de modélisation de la réflexion *Top-Of-Atmosphere (TOA)* du spectre de radiation fournie par (Schowengerdt, 1997):

$$\rho_p = \pi \times 10^4 \times d^2 \times \sin^{-1}\theta_e \times \frac{DN_\lambda}{CC_\lambda \times Bw_\lambda \times Esum_\lambda}$$

où:
d: Distance Terre-Soleil de la date d'acquisition
θ_e : Angle d'élévation solaire
DN_λ: Valeur numérique d'un pixel de l'image
CC_λ: Coefficient de Calibration
Bw_λ: Largeur de la bande spectrale
$Esum_\lambda$: Irradiance solaire

3.3.1.1.2 Orthorectification et fusion panchromatique et multispectrale

L'orthorectification des données THR GeoEye a été réalisée à l'aide du modèle du capteur et du Modèle Numérique de Terrain à 10 m de la DITTT. Des points d'amer ont été saisis à partir des données aéroportées de référence et la carte topographique au 1/10000 (DITTT, service fourni par la DTSI) afin de guider le modèle de correction géométrique. Une attention particulière a été portée sur la précision du calage des données à +/- 0.5 m.

3.3.1.1.3 Fusion panchromatique et multispectrale

La résolution est une composante essentielle de la définition des objets observés et de la possibilité de reconnaitre ces objets par l'œil humain ou par traitement mathématique du signal.
La fusion des données multispectrales et panchromatique des données GeoEye-1 a été réalisée par la méthode de Gangkofner, Pradhan, & Holcomb, 2008. Basée sur la méthode de fusion en ondelette par filtre passe-haut amélioré, cette méthode présente l'avantage de conserver la radiométrie entre les données mutlispectrales fusionnées et originales ainsi que de garantir une définition texturales des objets optimale par rapport aux données panchromatiques.

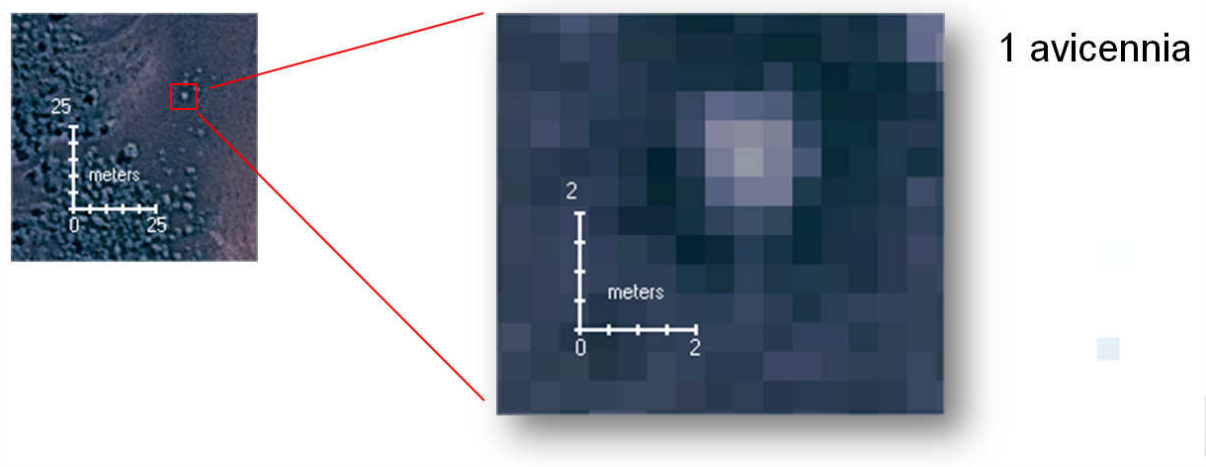


Figure 20 : Importance de l'orthorectification des données et de la fusion des données

3.3.1.1.4 Néo-canaux

Le NDVI, l'indice de rougeur des sols ainsi que les indices de texture ont été calculés à partir des formules données aux § 1.1.4.1. , 1.1.4.2., et 1.1.4.3.

3.3.1.2 Données haute Résolution

3.3.1.2.1 Calibration radiométrique

Les données Deimos-1 L1T ont été calibrée en utilisant la relation fournie par [Crowley, 2010]:

$$\text{RADIANCE} = \left[\frac{\text{DN}}{\text{RESCALE GAIN}}\right] + \text{RESCALE BIAS}$$

Où:
DN = Compte numérique
RESCALE GAIN = Gain du signal pour chaque bande
RESCALE BIAS = Coefficient d'ajustement pour chaque bande

Et,

$$\rho_\lambda = \frac{\pi d^2 L_\lambda}{E_{0\lambda} \cos\theta_s}$$

Where:
ρ_λ = TOA reflectance in spectral band λ
d = Earth-Sun distance [AU]
L_λ = TOA radiance in spectral band λ [$Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$]
$E_{0\lambda}$ = Exo-atmospheric solar irradiance normalised for 1AU [$Wm^{-2}\mu m^{-1}$]
θ_s = Solar zenith angle [°]

3.3.1.2.2 Orthorectification

Les données fournies sont au format L1A orthorectifiée. Les données ont été reprojetées en RGNC9193 et une translation a été effectuée pour caller aux données topographiques de référence.

3.3.1.2.3 Néo-canaux

Le NDVI, l'indice de rougeur des sols ainsi que les indices de texture ont été calculés à partir des formules données aux § 3.1.1.4.1. ,3.1.1.4.2., et 3.1.1.4.3.

3.3.1.3 Données Radar

3.3.1.3.1 Mise en rétrodiffusion

Les valeurs numériques des données radar ont été calibre en rétrodiffusion σ_0 en décibel avec la formule de Fritz (2007) :

$$\sigma^{\circ}_{i}(dB) = 10\log_{10}(Ks \cdot DN^2 - NEBN) + 10\log_{10}(\sin\theta_i)$$

Le coefficient de calibration K_s correspond au gain du signal et dépend de l'angle d'incidence radar et de la polarisation (HH ou VV). NEBN correspond l'influence du bruit sur le signal radar et il est une fonction polynomiale de K_s.
La précision radiométrique du signal TerraSAR-X est de 0.6 dB [Blaes *et al.* 2005].

Les données ont ensuite été géolocalisée par prise de points d'amer à partir des données de référence de la DITTT (images aériennes, données topographiques).

3.3.1.3.2 Correction du speckle

Le speckle, ou bruit multiplicatif indépendant du signal, a été filtré par la méthode Gamma-MAP de Baraldi *et al*. [1995].

3.3.1.3.3 Ratio de bande

Le ratio des rétrodiffusions définit par :

$$r_{HH/VV} = \frac{\sigma_{0_{HH}}}{\sigma_{0_{VV}}}$$

a été calculé. Ce ratio correspond à un indicateur de la volumétrie des cibles observées par le capteur radar.

3.3.2 Détection et typologie des strates de la mangrove par traitement d'images satellitaires

Les principales strates de la mangrove, leur présence, leur répartition, leur surface relative, constituent le paramètre essentiel pour le suivi de ces écosystème puisqu'elles sont la résultante des contraintes (pollution, sédimentation, montée des eaux de la mer, salinité des sols, etc…) qui s'exerce sur les mangroves au sein des bassins versants et sur le frond de mer [Marchand, communication orale].

3.3.2.1 *Signatures spectrales et texturales des strates de mangroves*

La détermination des propriétés spectrales et texturales a été réalisée à partir des points et secteurs relevés sur le terrain en février 2011 et de l'image GeoEye-1 calibrée et orthorectifiée acquise en novembre 2010. Un buffer de 3 m de rayon a été calculé à partir des points GPS. Les valeurs de radiométries et d'indicateurs de textures minimaux, maximaux, moyens ainsi que l'écart-type ont été calculé pour chaque objet (Pedoia, 2011).

3.3.2.2 *Développement de l'algorithme de classification typologique des mangroves*

La méthode doit permettre, à partir des images brutes, d'extraire la mangrove de manière reproductible en passant par les étapes de prétraitements, d'extraction de la mangrove et de ses strates, la transposition aux autres images et enfin l'automatisation du processus.

3.3.2.2.1 Principe général

Le principe général de la méthode comprend 3 étapes après le prétraitement des données. La méthodologie requiert un modèle numérique de terrain (MNT) et une donnée satellitaire multispectrale à 60 cm ou de résolution ou inférieure (données fusionnées et calibrée en reflectence).

De manière optionnelle, l'algorithme peut intégrer une délimitation préliminaire de la mangrove. En l'absence d'une telle donnée, l'algorithme prévoit une première étape de détermination des zones de mangroves.
Pour extraire les zones de mangrove, la méthode repose sur un arbre de décision. Ce processus va utiliser des données exogènes dans le but d'écarter toute autre occupation du sol afin de ne conserver que la zone de mangrove (Pedoia, 2011).

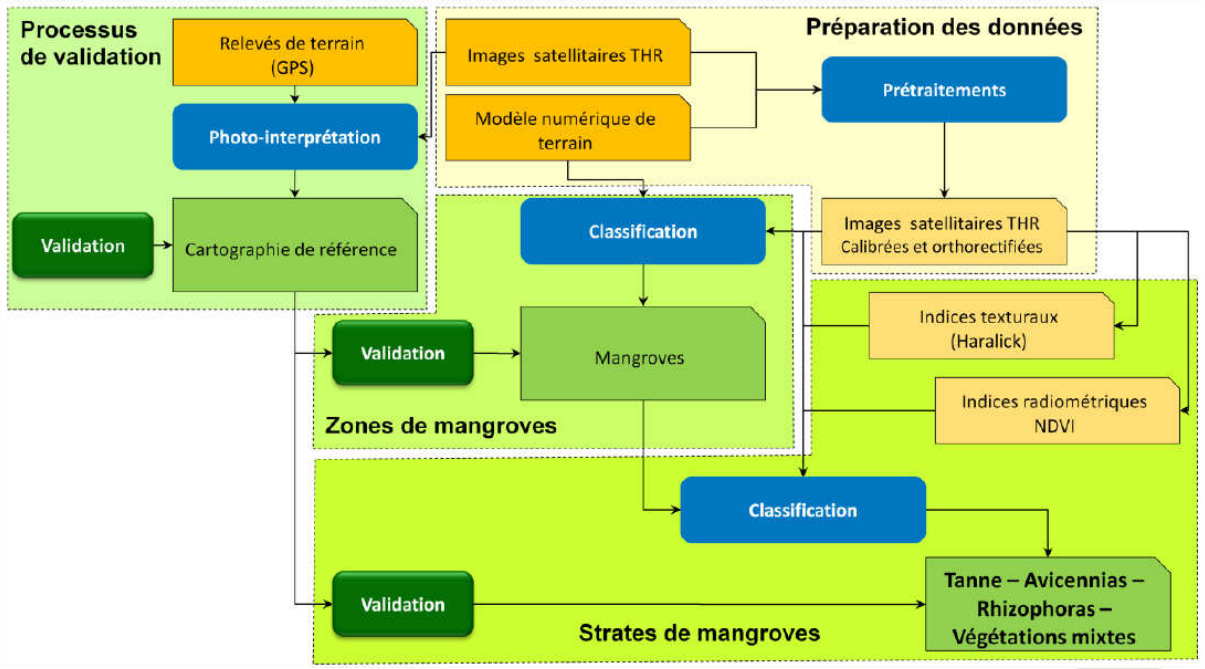


Figure 21 : algorithme de traitement

Au sein des zones de mangroves définies selon la méthode précédente ou en fonction d'une délimitation exogène, les différentes strates de la mangrove sont déterminées en exploitant les caractéristiques radiométriques et texturale de chaque groupe de végétation de la mangrove ainsi déterminées précédemment que le NDVI.

3.3.2.2.2 Paramétrisation

L'ensemble des paramètres radiométriques, NDVI et texturaux sont intégrés dans un arbre de décision hiérarchique descendant en commençant par le NDVI, puis les valeurs radiométriques et enfin les valeurs texturales. Cette procédure permet de déterminer les pixels respectivement de tannes, rhizophora arborescents et autre végétation, puis des strates d'avicennia, de rhizophora arbustif et de végétation mixte. De cette classification préliminaire résulte 5 plans d'information correspondant à chaque strate de la mangrove. Celles-ci sont convoluées et intégrée à un arbre de décision hiérarchique ascendant.

Les paramètres radiométriques, d'indices et de textures pour les images initiales (t_0) de novembre 2010 ont été déterminés de manière empirique. Ces paramètres, pour les images ultérieures (t_n) de la série temporelle, sont déterminés de manière automatique à l'aide de prise d'échantillons aléatoires. Pour chaque échantillon est attribuée la valeur de la classe directement antérieure (à partir de l'image au temps t_{n-1}) et les seuils sont déterminés à partir des valeurs moyennes ou extrêmes estimés à partir de l'image au temps t_n par traitement statistiques des échantillons (Delaunay, 2012).

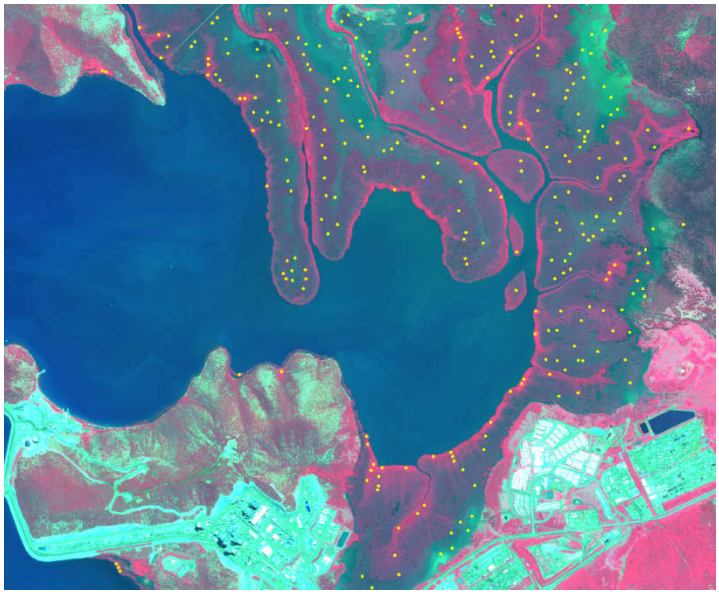
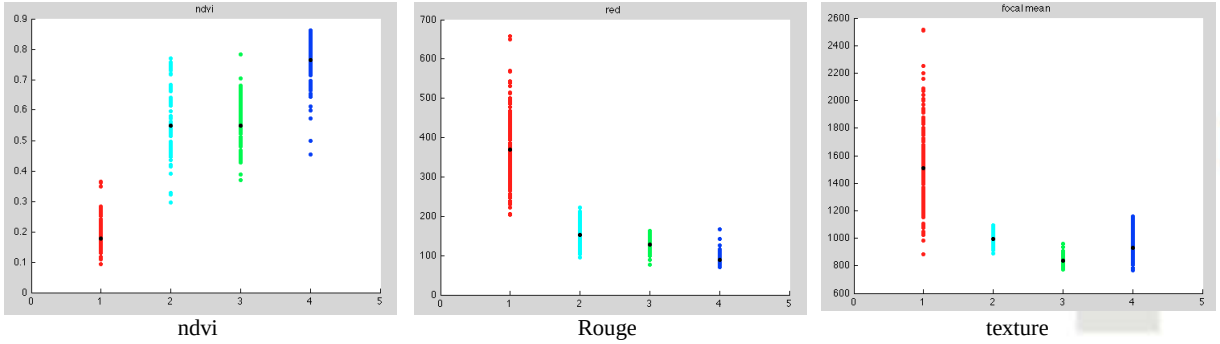


Figure 22 : prise d'échantillon automatique pour la détermination des paramètres radiométriques et texturaux.



ndvi Rouge texture

Figure 23 : Détermination statistique pour chaque classe des paramètres radiométriques

3.3.2.2.3 Résultats

Le résultat de la chaine de traitement consiste en une base de données des principales formations végétales de la mangrove :

- Tannes
- Avicennia
- Rhizophorace arbustives
- Rhizophorace arborescentes
- Végétation mixte

Les données raster sont vectorisées au format *shapefile* et chaque cluster est identifié de manière individuelle. Pour chacun d'eux est spécifié :

- Un identifiant unique
- Le type de groupement de mangroves
- Le grand type d'occupation du sol (sol nu / végétation)
- La surface en m²
- La surface en ha
- Le périmètre en m
- L'erreur d'estimation de la surface en m² tenant compte du positionnement géographique et de l'erreur de détermination de l'objet
- La source des données
- La date de création de la donnée
- Le producteur de la donnée

L'ensemble de la procédure a été effectuée sur les 4 images THR GeoEye de la base de données de Vavouto, aboutissant à une caractérisation de la typologie des mangroves de l'Anse de Vavouto entre Novembre 2010 et mars 2012.

	Tanne	**Avicennia**	**Rhizophoraceae arbustifs**	**Rhizophoraceae arborescents**	**Végétation mixte**	**Végétation autre**	**TOTAL**
18 novembre 2010	248.5 ha	157.3 ha	271.0 ha	152.1 ha	29.0 ha	1.9 ha	**859.8 ha**
9 mars 2011	243.4 ha	161.4 ha	271.0 ha	152.3 ha	29.8 ha	1.9 ha	**859.8 ha**
20 septembre 2011	238.0 ha	162.6 ha	268.5 ha	156.7 ha	32.2 ha	1.9 ha	**859.8 ha**
23 Février 2012	232.9 ha	166.5 ha	267.6 ha	158.6 ha	32.4 ha	1.9 ha	**859.8 ha**

Tableau 7 : Surfaces des strates de mangroves estimées durant le suivi

De plus, croisé à une estimation de la densité de couvert végétal par la méthode de convolution des pixels de végétation, la typologie peut être complété en introduisant les densités de couvert de chaque type de végétation.

Figure 24 : typologie (avec densité de chaque type) de la mangrove en novembre 2010

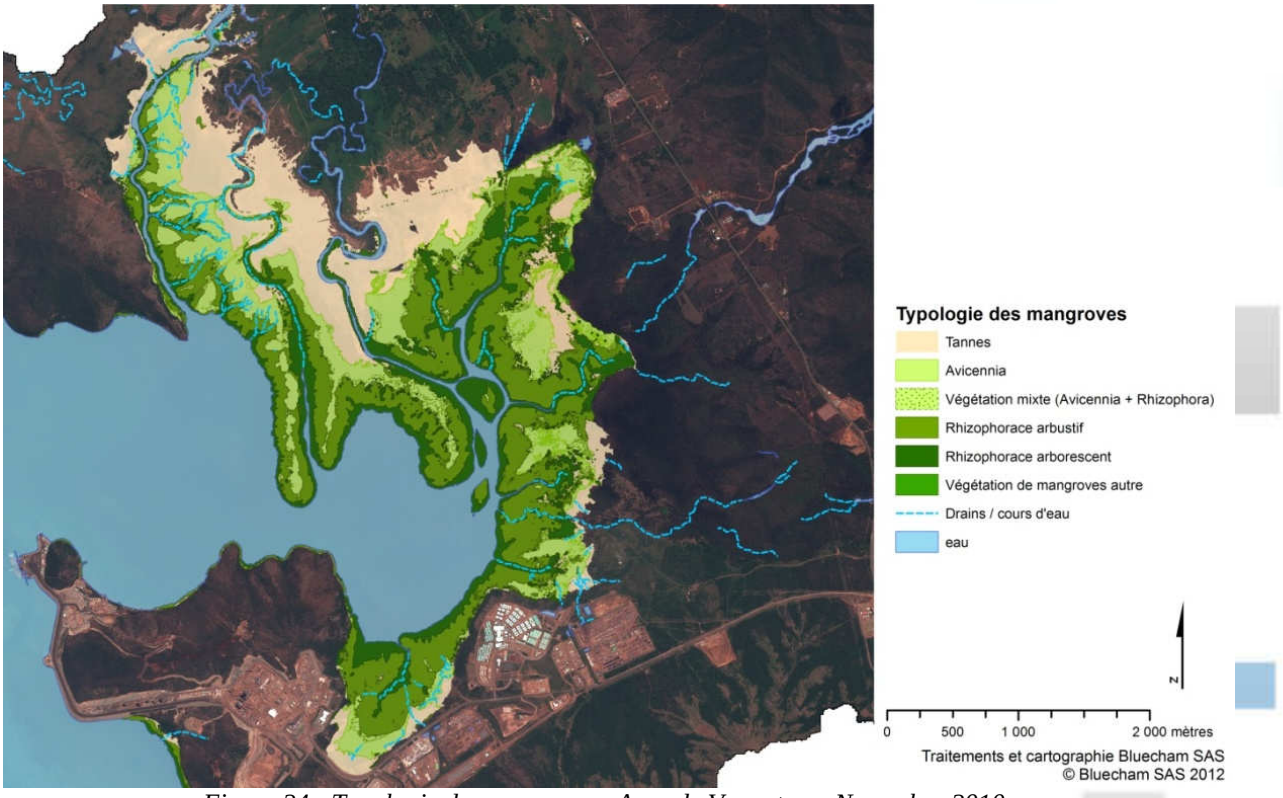


Figure 24 : Typologie des mangroves, Anse de Vavouto en Novembre 2010

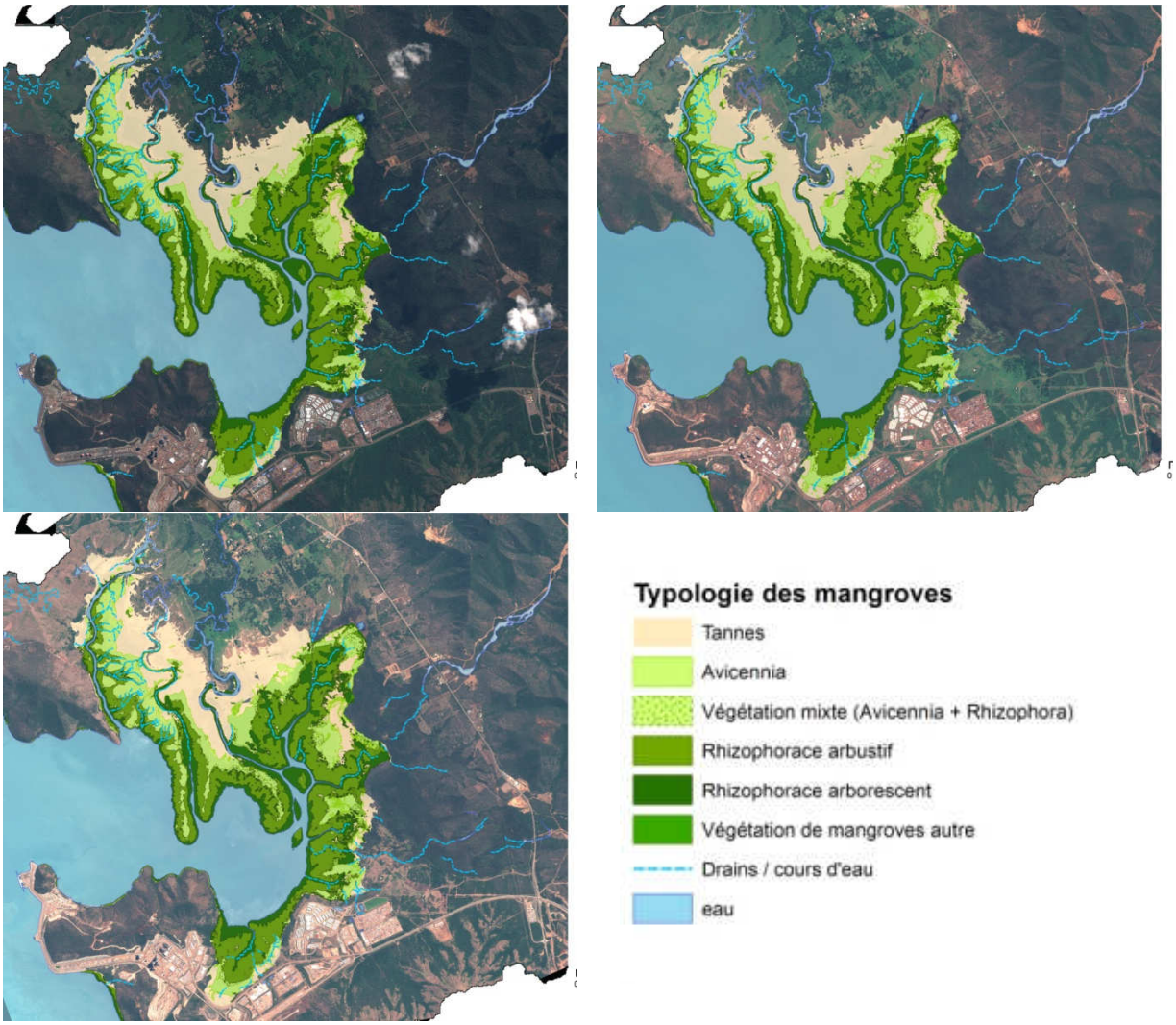


Figure 26 : typologie de la mangrove en mars 2011 (en haut), en Septembre 2011 (au milieu) et en février 2012 (en bas)

3.3.2.3 *Validation*

La validation thématique du produit a été réalisée en comparant le résultat de la typologie avec une digitalisation par dire d'expert validé par C. Marchand (IRD). Pour être en accord avec la résolution de l'image, la digitalisation a été effectuée à l'échelle du 1:1000 afin de garantir une utilisation précise au 1:2000.

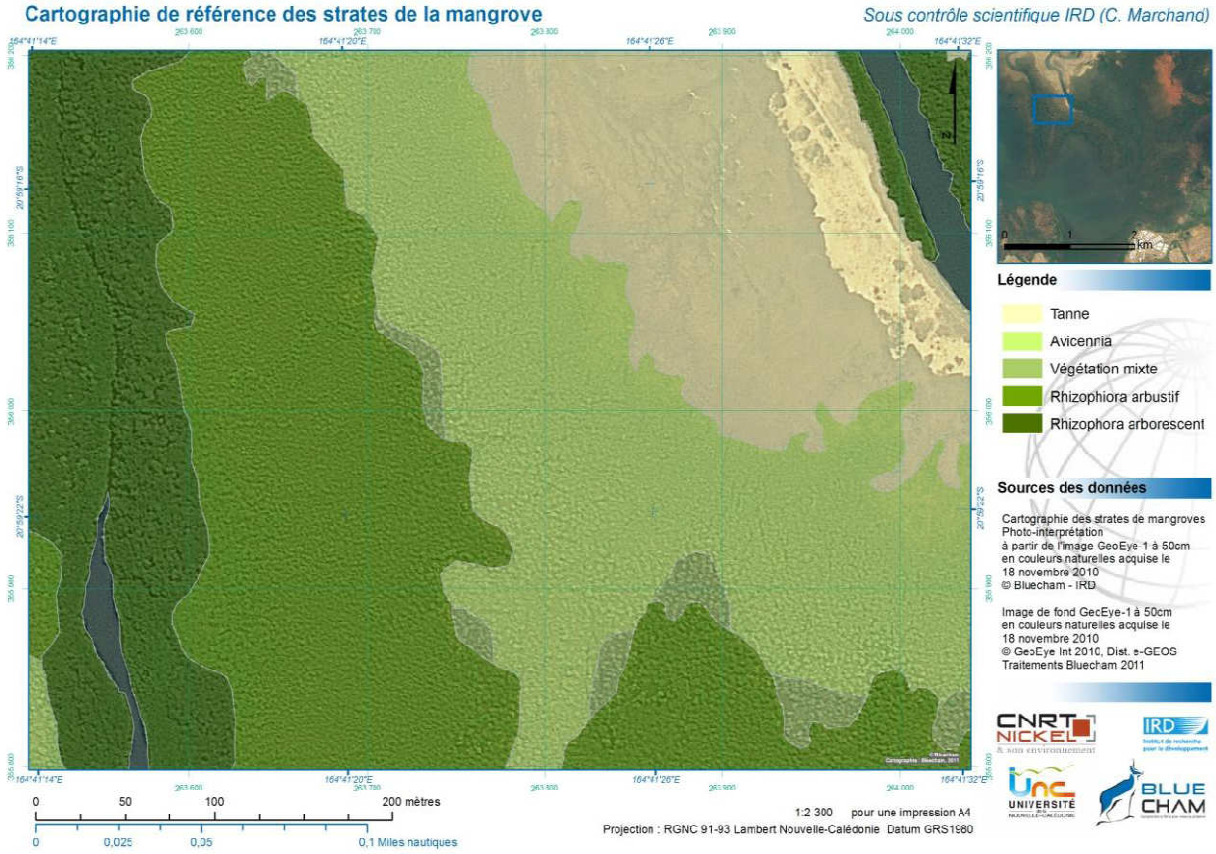


Figure 27 : Couche de référence sur la zone de validation.

La classification de la mangrove aboutit à une exactitude de 88 % en prenant comme référence la couche issue de l'étape de validation. Le pourcentage d'omission est donc de 12 %. Cette omission peut être entièrement maitrisée car elle dépend majoritairement du seuil utilisé pour écarter les zones de trop haute altitude. Un MNT plus précis augmenterait considérablement le pourcentage d'exactitude tout en garantissant la mise à l'écart des zones de végétations qui n'appartiennent pas à la mangrove.

Le pourcentage de surestimation correspond aux zones non écartées à tort (en rouge). Ces zones sont principalement dues à des particularités inhérentes à l'image. Par exemple la partie de la rivière assimilée à la mangrove est due à un voile brumeux. Les zones de surestimation sur la côte sont quand à elles composées de sols nus peu végétalisées qui se confondent avec les tannes.
Le pourcentage de surestimation sur cette image est de 2,5 %.

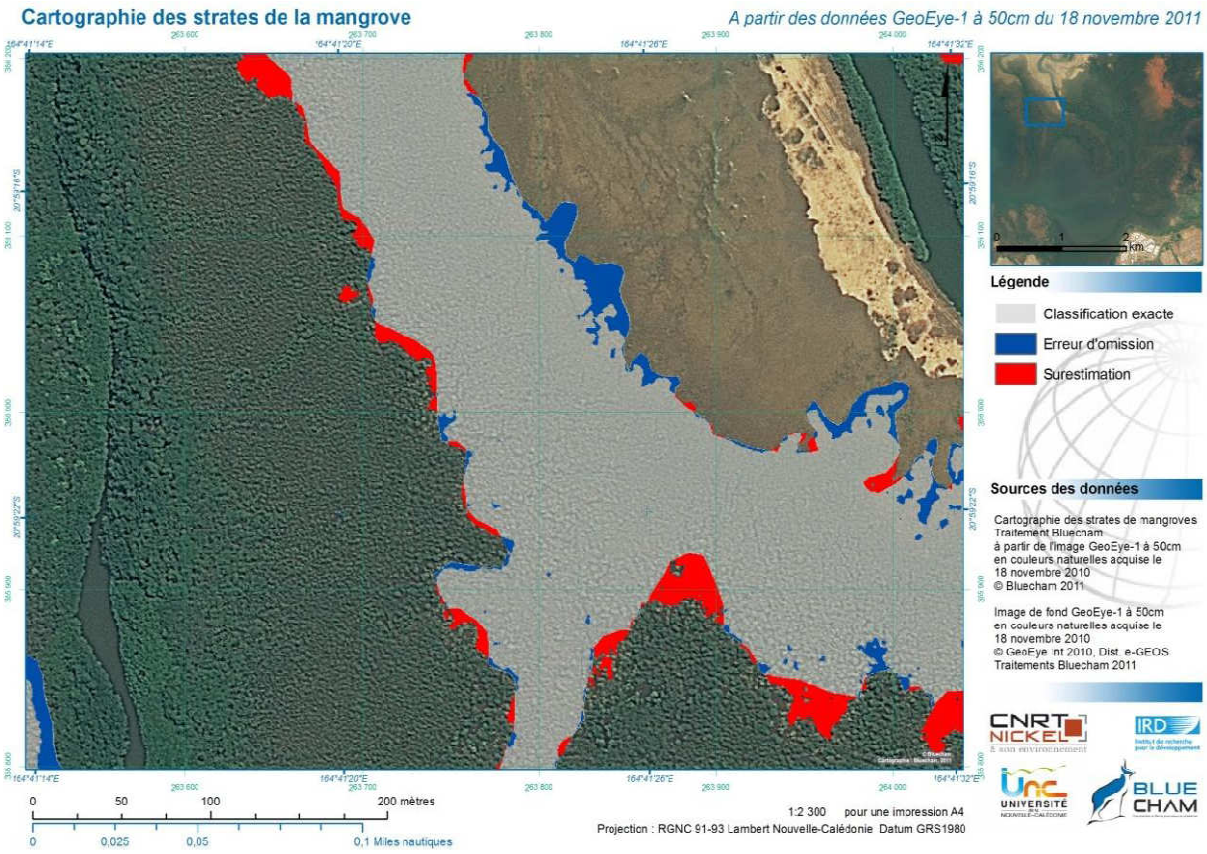


Figure 28 : Confrontation classification / couche de validation sur la strate des avicennias.

De la même façon qu'il a été fait pour la classification de la mangrove, chaque strate de celle-ci a été confrontée à la couche de validation. Les résultats sont exposés dans le tableau suivant :

	Tanne	Avicennia	Rhizophoras arbustifs	Rhizophoras arborescents
Exactitude	**97,16 %**	**91,51 %**	**93,68 %**	**94,57 %**
Omission	5,74 %	7,93 %	5,93 %	9,08 %
Surestimation	2,84 %	8,49 %	6,32 %	5,43 %

Tableau 8 : Contrôle qualité et validation expert

Ces chiffres sont tout autant contrôlables que ceux de la classification de la mangrove. En effet les erreurs sont principalement dues à la digitalisation et à la perception de l'expert sur les images et sur le terrain. Le résultat de la classification étant beaucoup plus fin que la perception de l'utilisateur sur l'image, le degré d'erreur ne peut être nul mais pourra être diminué par de nouveaux relevés sur les zones de confusion. Sur l'image, aux frontières des avicennias, des erreurs apparaissent. Avec le Tanne (à l'est), les confusions sont principalement dues aux plantules d'avicennias qui se confondent avec un tanne recouvert de végétation basse. A l'ouest, les erreurs de surestimations sont dues à des zones d'avicennias plus développés que la moyenne qui vont entrainer une confusion avec des végétations mixtes ou des rhizophoras arborescents.

3.3.3 Indicateurs dérivés des données d'observation de la Terre optique

Dans un contexte minier, la morphologie des mangroves, l'activité des palétuviers ainsi que les tannes sont des indicateurs de l'état de l'environnement marin et des bassins versants en amont.

3.3.3.1 Répartition des groupes de végétation : indicateur de l'état et des pressions sur la mangrove

3.3.3.1.1 Zonages des mangroves et contraintes extérieures

La mangrove est un écosystème zoné dont la répartition des différents groupes de végétation caractéristiques dépend de la présence d'eau (temps de submersion), la salinité, et la topographie. L'ensemble de ces paramètres sont dépendants des forçages extérieurs à la mangrove, en amont dans les bassins versants et en aval du niveau de la mer.

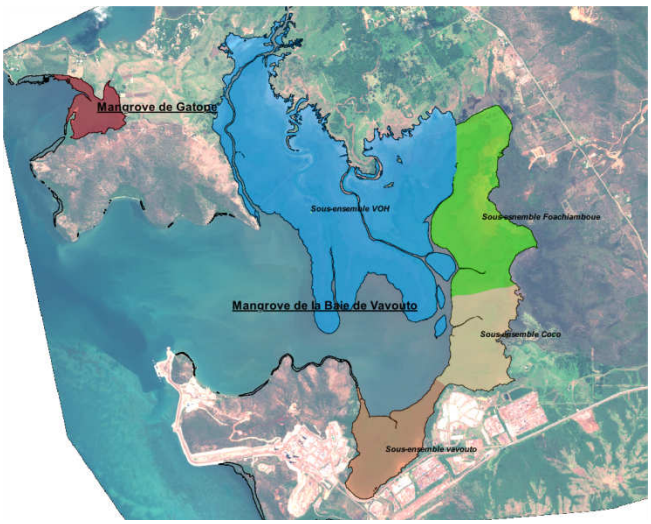
La répartition géographique et morphologique des groupes de végétation caractéristique des mangroves (tannes, avicennia, Rhizophora) est fonction des contraintes :

- Les apports sédimentaires (Bassins versants amont) ;
- Les apports en nutriments (Bassins versants amont, Mer) ;
- Les apports en polluants (Bassins versants amont) ;
- Les changements du niveau des mers (Changement climatique, mouvement tectonique) ;
- Les événements catastrophiques (cyclones, tsunami).

Des indicateurs spécifiques, calculés à partir de la répartition des groupes caractéristiques de la végétation des mangroves permettent de mettre en évidence les contraintes agissant sur le milieu. Ces indicateurs peuvent être estimés par unité de mangrove ou par partie de mangroves.
Afin de garantir la pertinence des indicateurs, les définitions d'une mangrove unitaire et des sous-ensembles constituant une mangrove sont essentielles.

Une mangrove unitaire est ici une mangrove morphologiquement homogène (mangrove de fond de baie, mangrove estuarienne, mangrove littorale) et géographiquement définie garantissant une homogénéité des conditions topographiques et tectoniques. Par exemple, la mangrove de Vavouto est l'ensemble continu de mangrove occupant le fond de la baie de Vavouto.
Un sous-ensemble constitutif d'une mangrove doit être défini en prenant en compte :

- Le ou les bassins versants tributaires
- Conditions topographiques locales
- Homogénéité morphologique



La mangrove de la Baie de Vavouto peut-être subdivisée en 4 sous-ensembles distincts en fonction de ces trois paramètres.

Figure 29 : Sous-ensembles de la mangrove de la Baie de Vavouto

3.3.3.1.2 Indicateurs d'état des mangroves

3 indicateurs exploitant la répartition des groupes de végétation de la mangrove sont actuellement en cours de développement. Ces indicateurs permettent de mettre en évidence les principaux forçages extérieurs :

- *Indicateur* R_t : Les apports sédimentaires des bassins amont par rapport au forçage du front de mer.
- *Indicateur* R_a : L'expansion de la végétation des mangroves par rapport à un renouvellement de la végétation compromis.
- *Indicateur* R_r : L'apport de nutriments à la mangrove par rapport à un état immature ou sénescent.

La combinaison des 3 facteurs pour chaque mangrove permet de déterminer un indicateur synthétique de l'état des mangroves (normal, à surveiller, préoccupant). Celui-ci peut être complété par une analyse fine prise par chacun des trois indicateurs afin de fournir une expertise préliminaire de la répartition des différents groupes de végétation de la mangrove et des facteurs externes pouvant influer sur ceux-ci (indicateurs expert).

3.3.3.1.3 Applications à la mangrove de Vavouto

En février 2012, la mangrove de la Baie de Vavouto est dominée par les Rhizophora (50% de la surface) répartis à 19 % de rhizophora arborescents et 31% de rhizophora arbustifs. Les tannes occupent 27 % de la surfe ; et 19 % de la surface de la mangrove est occupé par les avicennia. Respectivement, 4% et moins de 1% de la surface sont de la végétation mixte (avicennia + rhizophora) et de la végétation autre.

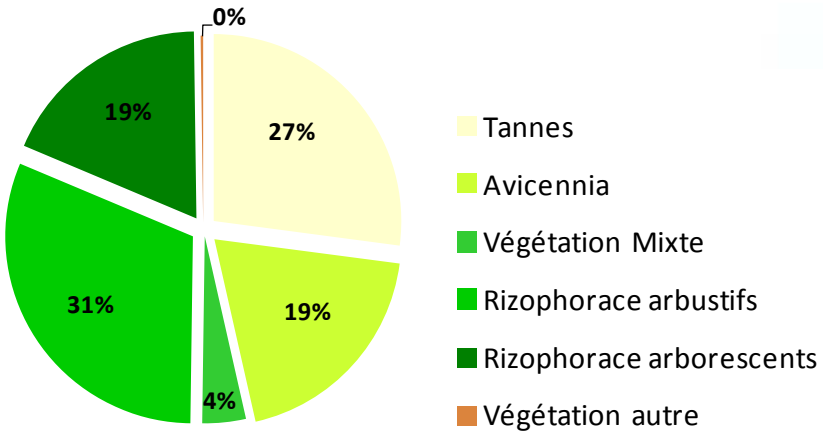


Figure 30 : répartition de la végétation de la mangrove de la Baie de Vavouto en février 2012

Appliquée à l'ensemble de la mangrove de la baie de Vavouto, les indicateurs mesurés montre que la mangrove de la Baie de Vavouto se situe en conditions normales.

	Valeur actuelle	Indicateur d'aide à la décision	Indicateur expert
R_t	**0.27**	**Etat normal**	Mangroves en conditions normales (*Ia*)
R_a	**0.27**		
R_r	**0.18**		

Tableau 9 : Indicateurs de l'état de la mangrove de la Baie de Vavouto en février 2012

Pour chaque sous-bassin de la mangrove de la Baie de Vavouto, les conditions sont également dans la normale exceptées pour le sous-bassin Vavouto présentant un indicateur R_a à surveiller indiquant une mangrove mature dominée par les rhizophora.

	Valeur actuelle des indicateurs		Indicateur d'aide à la décision	Indicateur expert
Coco	R_f	0.16	Etat normal	Mangroves en conditions normales
	R_a	0.25		
	R_r	0.19		
FB	R_f	0.16	Etat normal	Mangroves en conditions normales
	R_a	0.22		
	R_r	0.21		
Vavo uto	R_f	0.15	Etat normal	Mangroves mature *Avicennia à surveiller*
	R_a	0.18		
	R_r	0.20		
Voh	R_f	0.37	Etat normal	Mangroves en conditions normales
	R_a	0.30		
	R_r	0.17		

Tableau 10 : Indicateurs de l'état des sous-ensembles de la mangrove de la Baie de Vavouto en février 2012

3.3.3.2 Suivi temporel des changements de la répartition de la végétation

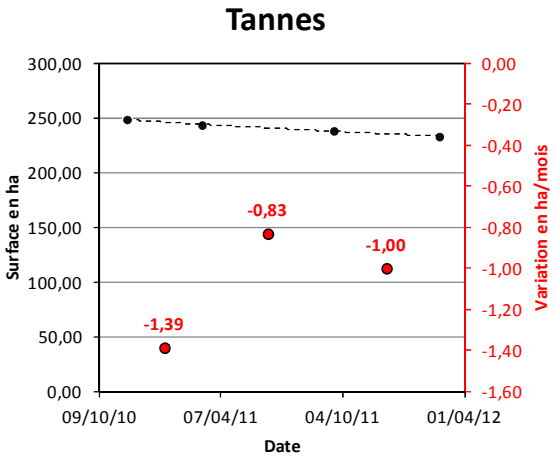
En fonction de la variation des contraintes extérieures de la mangrove, la répartition des différentes strates de la mangroves connaissent des modifications dans le temps. Ces modifications, type et vitesse, seront caractéristiques des contraintes exercées sur l'ensemble de la mangrove dans les bassins versants en amont et sur le front littoral.

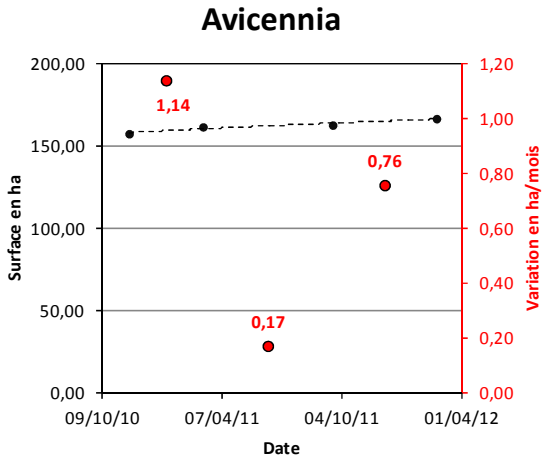
3.3.3.2.1 Evolution des groupes de végétation de la mangrove

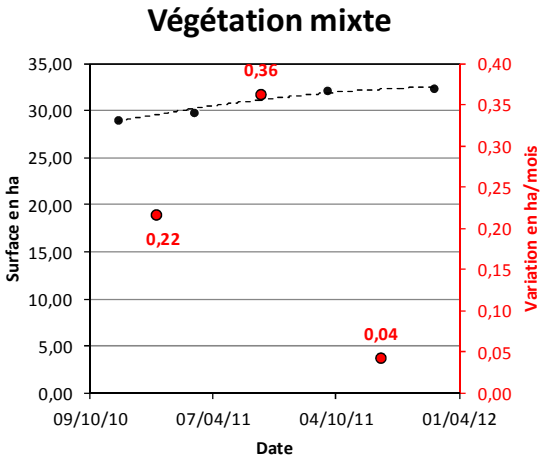
Entre novembre 2010 et février 2012, les tannes et les rhizophora arbustifs ont vu leurs surfaces diminuer. En moyenne, les tannes ont perdu 1,07 ha/mois sur la période novembre 2010 - février 2012, notamment entre novembre 2010 et mars 2011 où les tannes ont perdu 1,39 ha/mois.
La dynamique des rhizophora arbustifs est moins prononcée ; ceux-ci perdent en moyenne 0.2 ha/mois sur la période novembre 210 - février 2012 avec une période de changements faibles entre novembre 2010 et mars 2011 et une diminution plus marquée entre mars 2011 et septembre 2011.

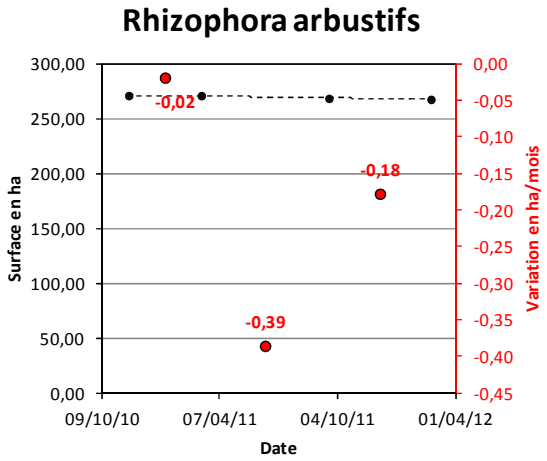
Les avicennia, la végétation mixte et les rhiszophora arborescents ont respectivement progressé de 0,69 ha/mois, 0,21 ha/mois et 0,36 ha/mois. Les avicennia sont la strate en plus forte progression sur la période novembre 2010 - février 2012. Cette progression a été marquée entre novembre 2010 et mars 2011 et entre septembre 2011 et février 2012. La dynamique a été opposée pour les rhizophora arborescents puisque leur progression a été quasi nulle entre novembre 2010 et mars 2011, plus importante entre mars 2011 et septembre 2011, puis plus faible entre septembre 2011 et février 2012.

Il apparait que sur la période de suivi (novembre 2010 - février 2012), les avicennias progressent durant la saison de pluie alors que les rhizophora arborescents progressent durant la saison sèche. De la même manière, les taux de diminution des tannes sont plus marqués en saison des pluie qu'en saison sèche ; et les rhizophora arbustifs décroissent plus fortement durant la période sèche mars 2011 - septembre 2011.









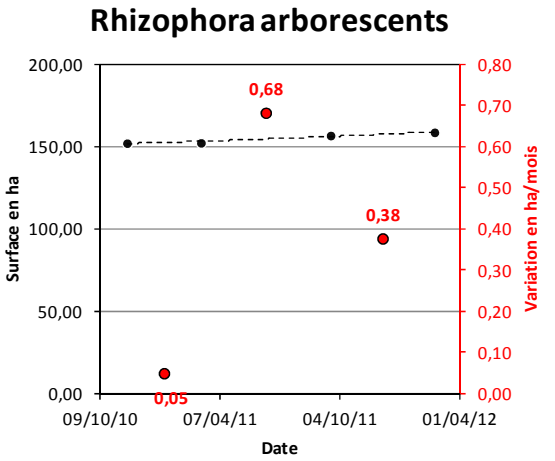


Figure 31 : Variation des surfaces de chaque strate de la mangrove de la Baie de Vavouto entre novembre 2010 et février 2012.

Type de changement	%	ha
De Rhizophora arbustifs en 2010 à Hors mangrove en 2012	0%	0,0008
De Avicennia en 2010 à tannes en 2012	2%	0,7797
De Mixte en 2010 à tannes en 2012	0%	0,0016
De tannes en 2010 à Avicennia en 2012	50%	16,4535
De Mixte en 2010 à Avicennia en 2012	1%	0,20675
De Rhizophora arbustifs en 2010 à Avicennia en 2012	0%	0,016425
De tannes en 2010 à Mixte en 2012	1%	0,291175
De Avicennia en 2010 à Mixte en 2012	15%	4,869525
De Rhizophora arbustifs en 2010 à Mixte en 2012	1%	0,451325
De tannes en 2010 à Rhizophora arbustifs en 2012	0%	0,047325
De Avicennia en 2010 à Rhizophora arbustifs en 2012	4%	1,229125
De Mixte en 2010 à Rhizophora arbustifs en 2012	6%	2,0565
De tannes en 2010 à Rhizophora arborescents en 2012	0%	0,05485
De Avicennia en 2010 à Rhizophora arborescents en 2012	0%	0,011425
De Rhizophora arbustifs en 2010 à Rhizophora arborescents en 2012	20%	6,60825

Tableau 11 : Changements observés entre novembre 2010 et février 2012 des types de végétation de la mangrove de la Baie de Vavouto

Globalement, les changements concernent 4% de la surface totale de la mangrove de la Baie de Vavouto (33 ha). 50% des changements sont des tannes colonisés par les avicennia ; puis 20% sont des rhizophora arbustifs en 2010 devenus rhizophora arborescent en 2012 et enfin, 15% des avicennia deviennent de la végétation mixte.

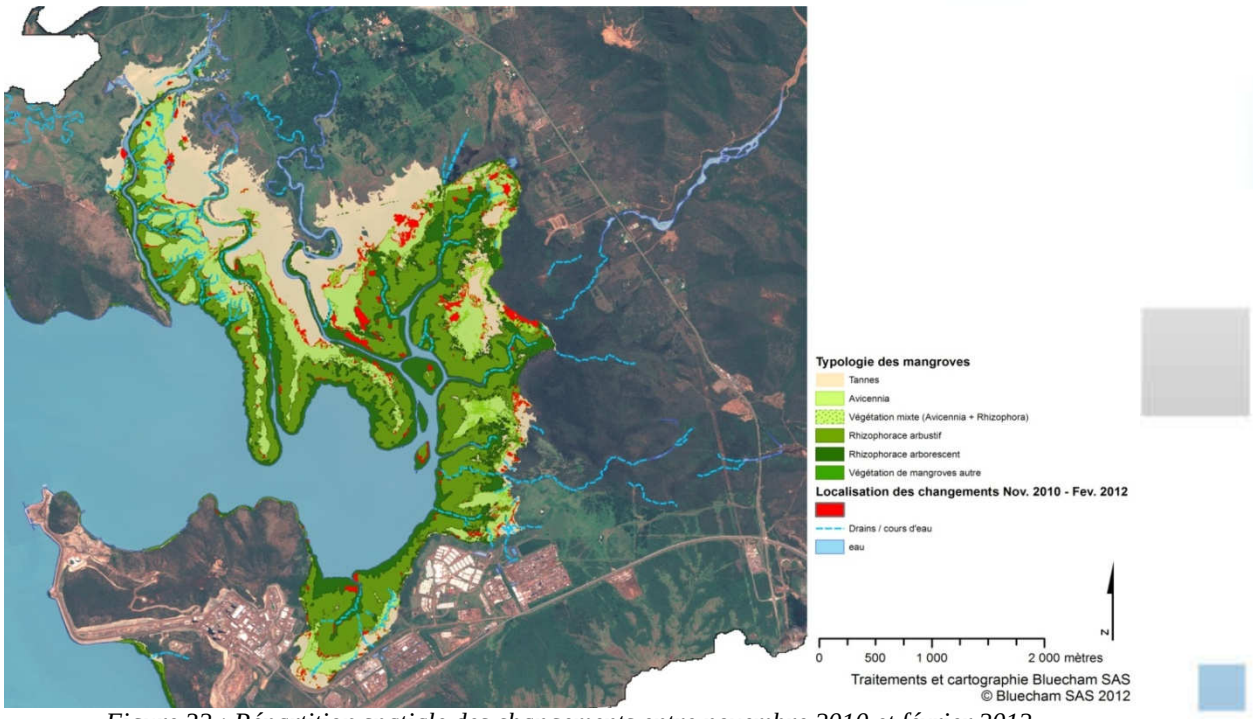


Figure 32 : Répartition spatiale des changements entre novembre 2010 et février 2012

La répartition spatiale des changements indiquent que ces mouvements de végétation affectent l'ensemble de la mangrove de la Baie de Vavouto. les sous-bassins présentant le plus de variation sont celui de Voh et celui de la Foachiamboue. La partie ouest de la mangrove du sous-bassind e Voh présente quant à elle des variation essentiellement sur la frange des zones à avicennia.

3.3.3.2.2 Changements de densité de la végétation

L'estimation de la densité de la végétation (en % de couverture au sol), estimée sur une surface équivalente de 1 ha, a été comparée entre novembre 2010 et mars 2011, mars 2011 et septembre 2011 et septembre 2011 et février 2012.

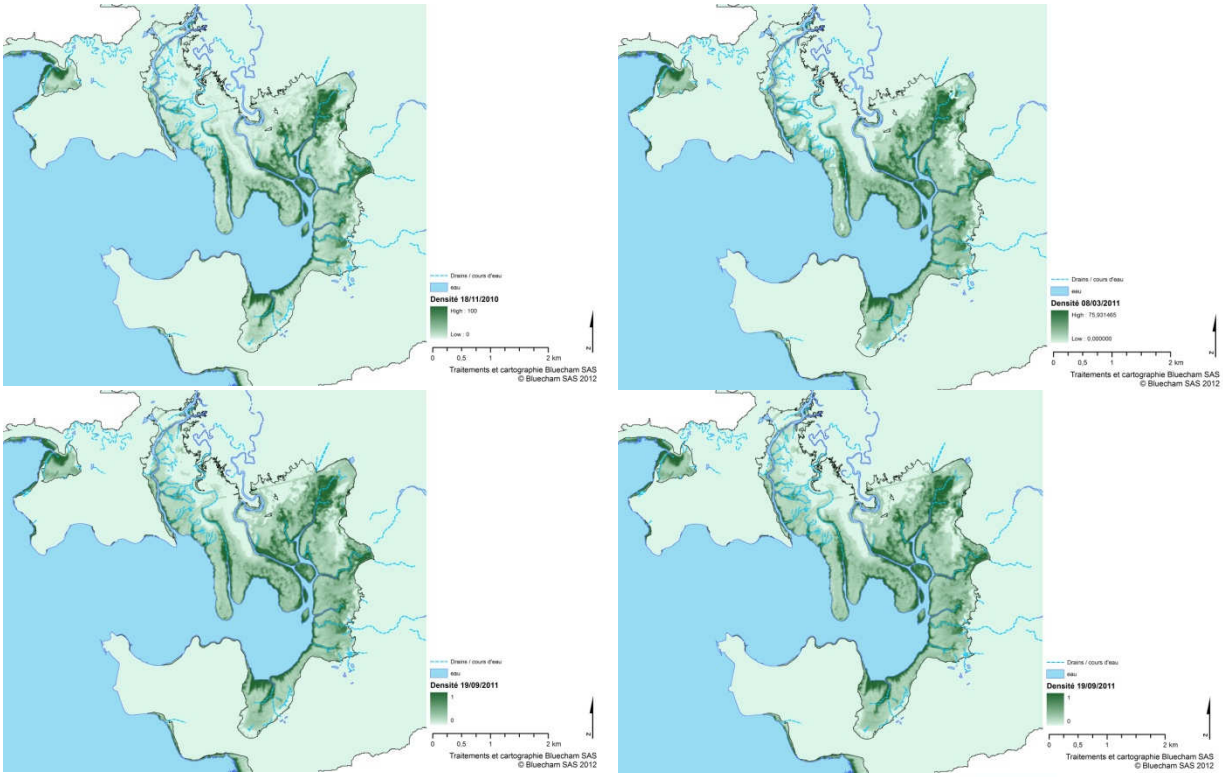


Figure 33 : Densité de la végétation de la mangrove de la Baie de vavouto en novembre 2010 (en haut à gauche), en mars 2011 (en haut à droite), en septembre 2011 (en bas à gauche) et en février 2012 (en bas à droite).

Les variations de densité de la végétation indiquent une première densification de la végétation (rhizophora et avicennia) entre novembre 2010 et mars 2011. Ensuite, à partir de mars 2011 et jusqu'en février 2012, on observe une densification de la végétation dans un secteur très localisé du sous-bassin de Voh. Ces secteurs correspondent essentiellement à des secteurs à Avicennia et végétation mixte. Ces types de végétation s'étendent dans l'espace et les zones de colonisation tendent à se densifier sur la période de suivi.

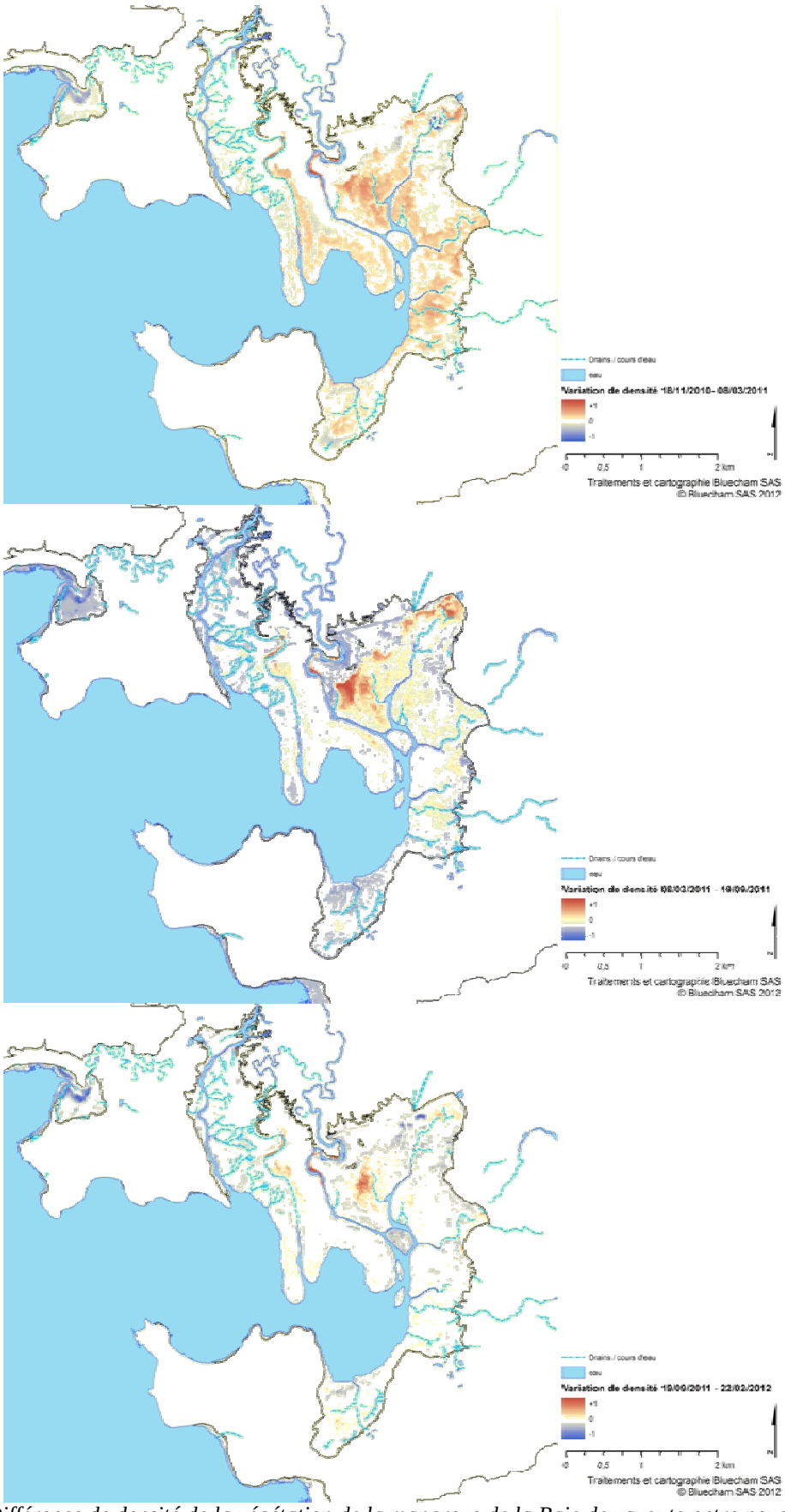
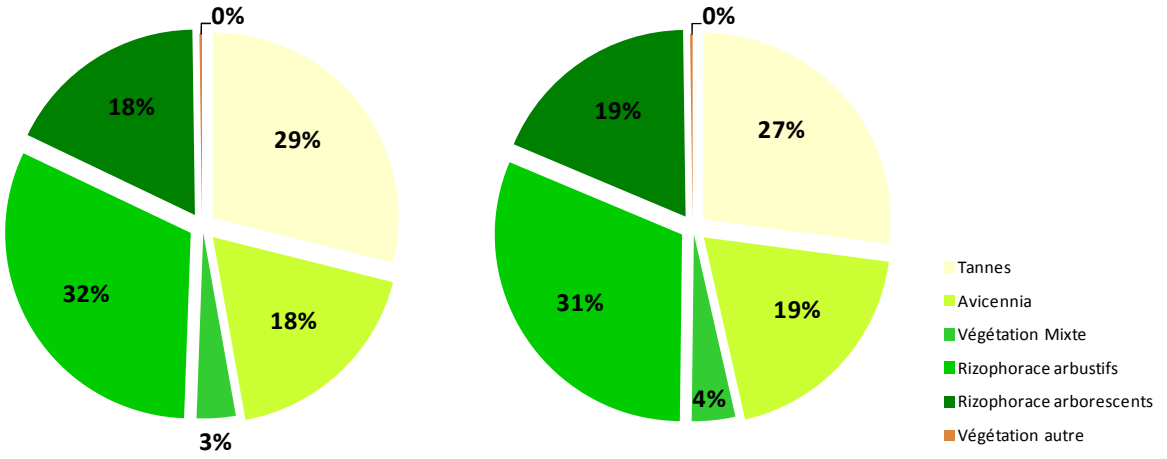


Figure 34: Différence de densité de la végétation de la mangrove de la Baie de vavouto entre novembre 2010 et mars 2011 (en haut), entre mars 2011et septembre 2011 (au milieu), et entre septembre 2011 et février 2012 (en bas).

3.3.3.2.3 Changement des indicateurs d'état des mangroves

Les variations observées sont des modifications de la répartitions spatiales des différents groupe de végétation très fines (modification de quelques hectares).
En effet, la structure de la mangrove de la Baie de Vavouto change peu : 50 % de la mangrove est occupée par les rhizophora en 2012, ce qui est identique à 2012. Par contre, les répartitions rhizophora arbustifs / rhizophora arborescents et tannes / avicennia ont légèrement changées (variation de +/- 1%).

Ces modifications entrainent des variations des indicateurs de suivi de la mangrove de la Baie de Vavouto ainsi que des sous-bassins qui la compose.



Novmbre 2010 *Février 2012*

Figure 35: répartition de la végétation de la mangrove de la Baie de Vavouto en novembre 2010 et février 2012

La variation des indicateurs montrent une diminution du paramètre R_t traduisant une réduction de la surface des tannes et donc une diminution progressive de la capacité future de colonisation de la végétation. Les paramètres R_a et R_r sont en progression indiquant que la végétation colonise les tannes. Le paramètre R_a présente la plus forte variation positive traduisant une progression plus marquée de la végétation de type Avicennia.

La mangrove de la Baie de Vavouto présente donc un bilan apports sédimentaires / colonisation de la végétation à l'avantage de la végétation. La dynamique observée sur la période de suivi est une dynamique de colonisation par la végétation pionnière d'avicennia.

	Valeur actuelle	Signification	Evolution annuelle	Tendance
R_t	**0.27**	Conditions normales	▼ **-0.0143 / an**	Diminution de la capacité de progression
R_a	**0.27**	Mangrove stable	▲ **+0.0065 / an**	Colonisation
R_r	**0.18**	Condition normale	▲ **+0.0060 / an**	Stable

Tableau 12 :Evolution des indicateurs de l'état de la mangrove de la Baie de Vavouto entre novembre 2010 et février 2012

Dans le détail par sous-bassins, même si 3 sous-bassin sur 4 présentent un variation similaire des indicateurs à la tendance de l'ensemble de la mangrove de la Baie de Vavouto, on observe une variabilité spatiale des tendances concernant le paramètre R_a.

	Evolution annuelle		Tendance
Coco	R_t	▼ -0.0191 / an	dynamique de colonisation par la végétation pionnière d'avicennia
	R_a	▲ +0.0140 / an	
	R_r	▲ +0.0027 / an	
FB	R_t	▼ -0.00136 / an	dynamique de colonisation par les rhizophora
	R_a	▼ -0.0119 / an	
	R_r	▲ +0.0032 / an	
Vavouto	R_t	▼ -0.0178 / an	dynamique de colonisation par la végétation pionnière d'avicennia
	R_a	▲ +0.0165 / an	
	R_r	▲ +0.0086 / an	
Voh	R_t	▼ -0.0132 / an	dynamique de colonisation par la végétation pionnière d'avicennia
	R_a	▲ +0.0100 / an	
	R_r	▲ +0.0070 / an	

Tableau 13 :Evolution des iIndicateurs de l'état des sous-ensembles de la mangrove de la Baie de Vavouto entre novembre 2010 et février 2012

En effet, celui-ci présente une diminution sur le sous-bassin de Foachiamboue contrairement à l'ensemble des autres sous-bassins. D'ailleurs, l'augmentation du paramètre R_a sur les sous-bassins de Voh, Vavouto et Coco est proche ou supérieure à 2 fois la variation observée sur l'ensemble de la mangrove de la Baie de Vavouto.

Donc, le sous-bassin de la Foachiamboue présente une colonisation par la végétation de type rhizophora alors que les avicennia régressent sur la zone. Sur ce secteur, ce ne sont pas les plantes pionières qui colonisent les tannes. Sur les 3 autres sous-bassins, la colonisation par la végétation se fait par la végétation pionnière de type avicennia.

3.3.3.3 Evolution de l'activité photosynthétique de l'activité des palétuviers

Le suivi de l'évolution de l'activité photosynthétique des palétuviers a été réalisé à l'aide des NDVI calculé sur les série de données Deimos-1 et Geoeye-1 entre novembre 2010 et juin 2012.

Variations saisonnière de l'activité photosynthétique // synchrone mais en valeurs différenciées différente pour chaque groupe de mangrove
Détection de variations fines nécessite d'enlever les effets de saisonalité par comparaison 2 à 2 par calcul de delta
Variation de l'activité photosynthétique différente de la variaiton des surfaces (ex : avicennia) ➔ une information complémentaire sur la dynamique de l'écosystème (avicennia progresse, activité globalement diminue car apport de jeunes pousses+sols). Activité des rhizophora diminuepass encore expliquée

+ une répartition qui intègre les changements de type, la densification mais également des secteurs limite (ex : ssb de Vavouto)

3.3.3.3.1 Mesure de l'activité chlorophyllienne et variations

Les différents types de végétation montrent une variation de l'activité chlorophyllienne identique avec une diminution de celle-ci durant la période sèche de septembre - octobre à janvier. Les avicennia présentent des valeurs de NDVI nettement plus faible que les rhizophora (arbustifs et arborescents).

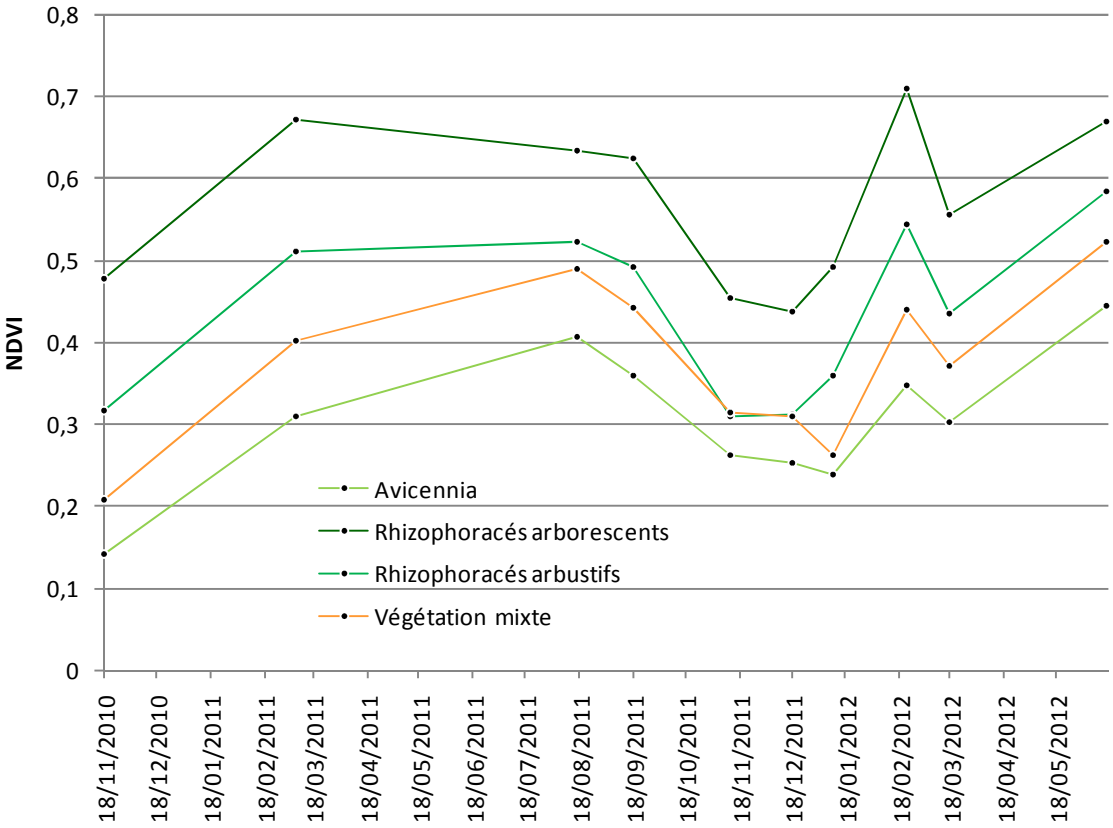


Figure 36: Variation de l'activité chlorophyllienne des différents types de végétation de la mangrove de la Baie de Vavouto entre novembre 2010 et juin 2012.

L'étude des variations de l'activité chlorophyllienne par le NDVI nécessite de s'affranchir des variations saisonnières afin de faire apparaitre des variations "anaormales" de l'activité de la végétation.

3.3.3.3.2 Détection des variations significatives de l'activité photosynthétique

La détection des variations significatives de l'activité photosynthétique est réalisée à l'aide de l'indicateur $\Delta^{\alpha}_{NDVI_{t,t+1}}$ donné par (Andreoli *et al.* 2012). Cet indicateur repose sur la prédiction de la valeur du NDVI au temps t+1 à partir des données au temps t en s'affranchissant des variations saisonnières et des perturbations atmosphériques. Les différences significatives entre la valeur prédite et la valeur mesurée au temps t+1 indique un changement significatif. Les valeurs positives indiquent une augmentation de l'activité photosynthétique et les valeurs négative indiquent une diminution de l'activité photosynthétique.

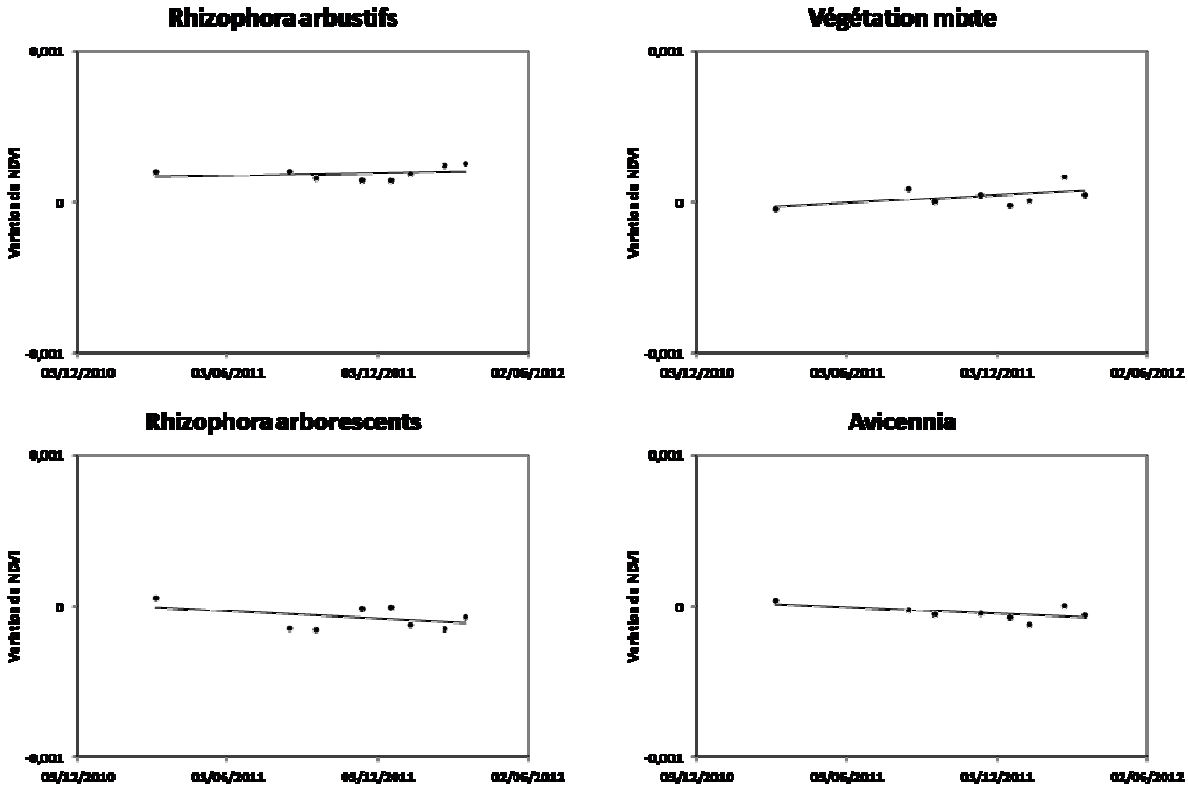


Figure 37: Variation significative de l'activité chlorophyllienne des rhizophora arbustifs (en haut à gauche), de la végétation mixte (en haut à droite), des rhizophora arborescents (en bas à gauche)et des avicennia (en bas à droite) entre novembre 2010 et juin 2012.

On observe une diminution de l'activité photosynthétique tout au long de la période concernant les avicennia. Ce type de végétation présente une forte dynamique de colonisation de la mangrove de la Baie de Vavouto. Cette diminution de l'activité photosynthétique peut être expliquée par l'augmentation de la contribution des secteurs de jeunes plants épars liés à la colonisation par les avicennia.
Les rhizophora arborescents présentent également une diminution de l'activité photosynthétique sur la période de suivi. Cette diminution s'accompagne également d'une augmentation des superficies couvertes par les rhizophora arborescents.

La végétation mixte et les rhizophora arborescents présentent une augmentation de l'activité photosynthétique sur la période novembre 2010 - juin 2012. Si la végétation mixte présente une augmentation en terme de superficie, les rhizophora arbustifs présentent quant à eux une diminution des secteurs couvert par ce type de végétation.

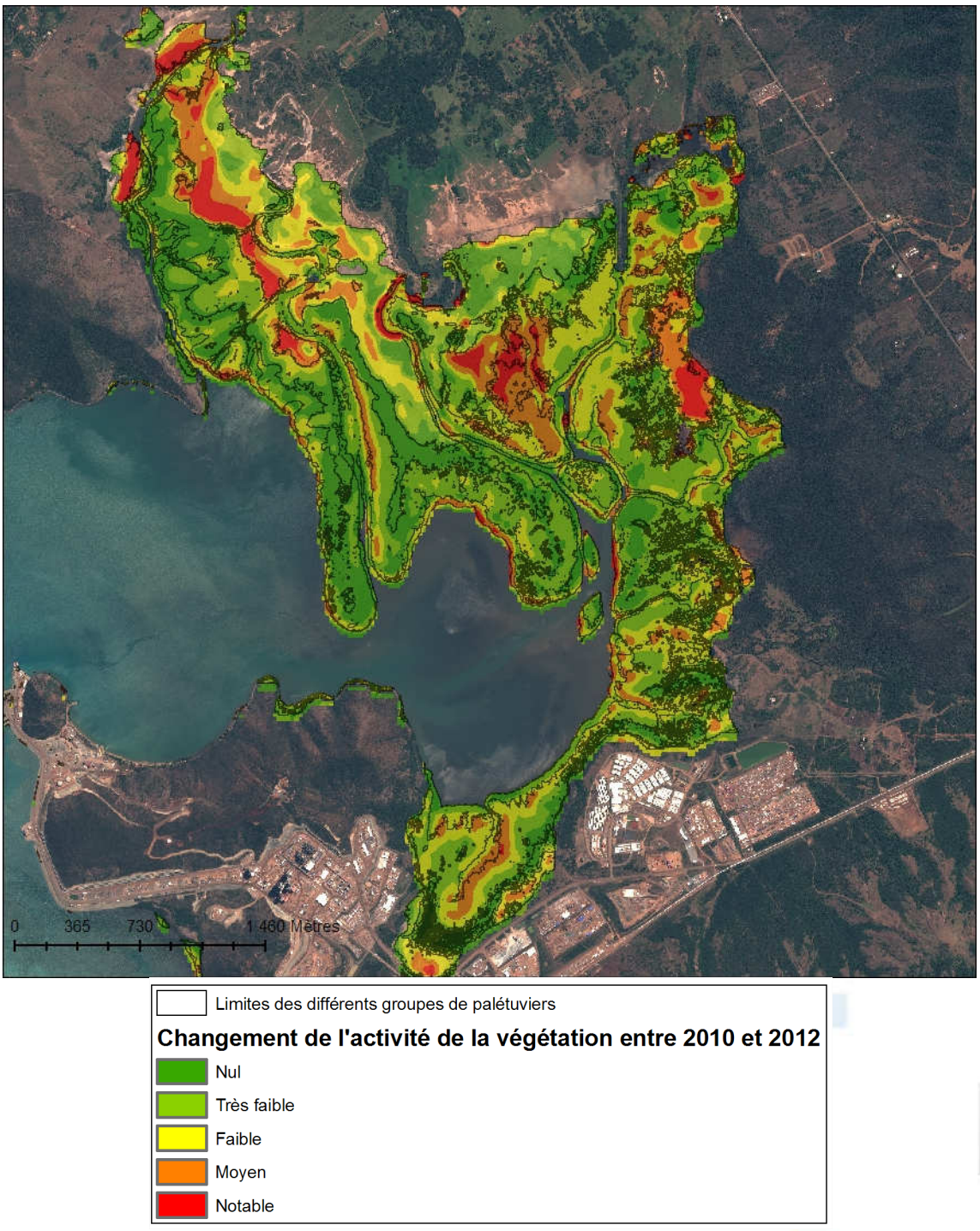


Figure 38: Répartition spatiale des changements de l'activité de la végétation entre novembre 2010 et juin 2012

La répartition spatiale des variations de l'activité photosynthétique met en évidence que :

- Les secteurs d'avicennia (sous-bassins de Voh notamment) présentent des variations significatives de l'activité photosynthétique
  - Sur les zones de limites avicennia / tannes
  - Sur la zone présentant une forte densification de la végétation (cf § 3.2.3.2.2.)
- les autres secteurs présentant des changements marqués sont localisés aux limites entre les rhizophora arbustifs et les rhizophora arborescents.

3.3.3.3.3 Protocole de stations de mesure virtuelles

L'activité photosynthétique est mesurée par individus ou groupe d'individu par l'utilisation de stations de mesure virtuelles. Celles-ci sont obtenue par identification des arbres et des arbustes à partir des images satellitaires THR.

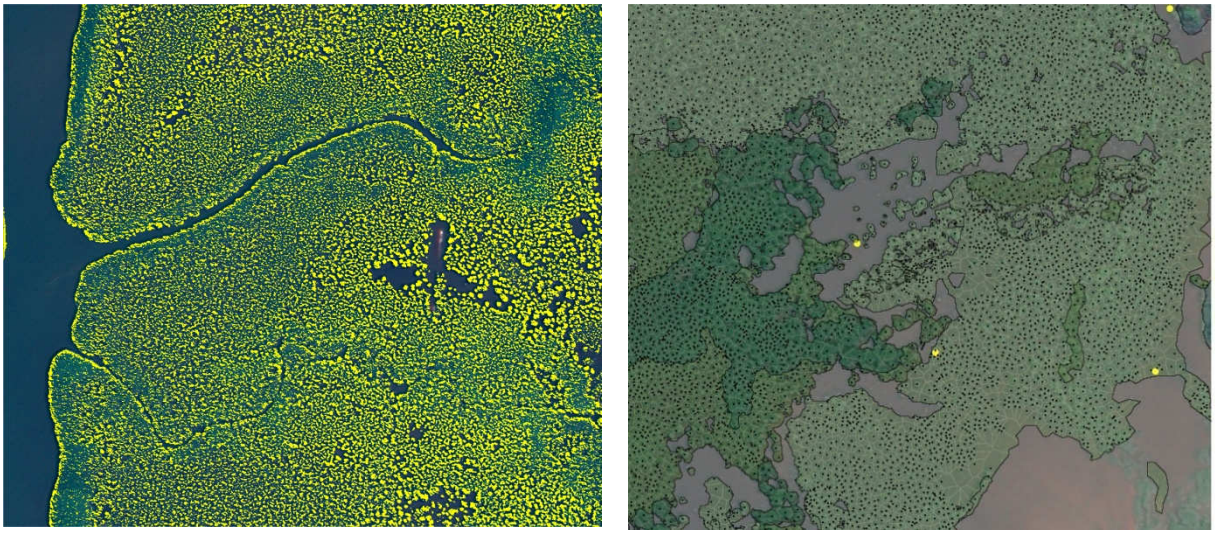


Figure 39: Protocole de stations virtuelles - à gauche extraction des arbres ou groupes d'arbre par détection de formes, à droite : détermination des station et aire d'influence par barycentre des objets et triangulationd e voronoï.

Le NDVI a été calculé pour chaque station à l'aide de chaque observation de la série Deimos-1 et GeoEye-1. Ce protocole met en évidence les anomalies locales pour chaque type de végétation de la mangrove par comparaison de la valeur mesurée à la station par rapport à la moyenne et l'écart-type des valeurs de NDVI pour toutes les stations de chaque type de végétation.

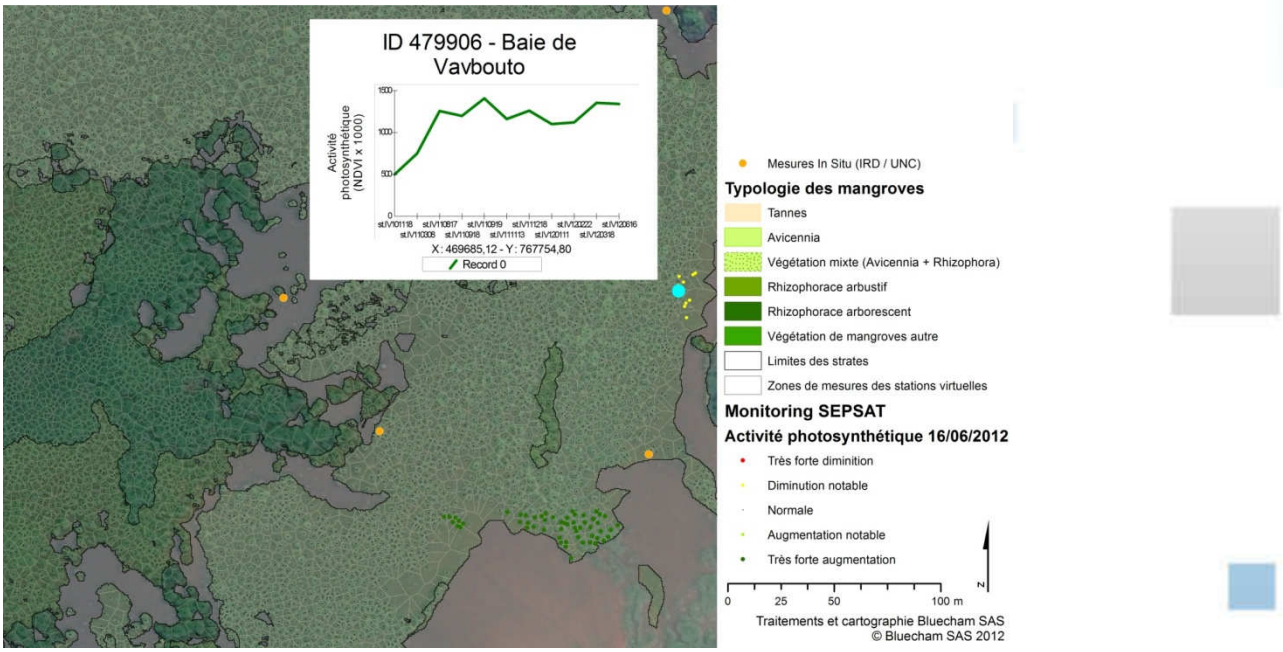


Figure 40: Stations virtuelles - identification des variations de l'activité photosynthétique par station en juin 2012. notez en bas à droite le groupe de stations en vert indiquant une très forte augmentation de l'activité photosynthétique liée à de la reconquête végétale et les points jaunes sur le bord droit de l'image indiquant une diminution notable de l'activité photosynthétique

Ce protocole, complémentaire de l'analyse des variations globale de la répartition de la végétation et de l'activité photosynthétique des mangroves, permet un suivi de haute précision à l'échelle de l'arbre ou du groupe d'arbre. Pour une efficacité optimale, les stations virtuelles doivent collecter des mesures à haute fréquence temporelle.

3.3.3.4 Couleurs des tannes

Les tannes forment la strate de sol nus des mangroves. Alimentés par les apports terrigènes issu des dans les bassins en amont, ils sont représentatifs processus d'érosion dans les bassins. De ce fait, la couleur des tannes dépend de l'origine des sédiments les composants. Plus les tannes présentent une couleur orange à rouge plus les apports sédimentaire riche en éléments-traces métalliques seront importants.

Le degré de rougeur des tannes est mesurés à l'aide de l'indice de rougeur des sol de Pouget (§ 3.1.1.5.2.).

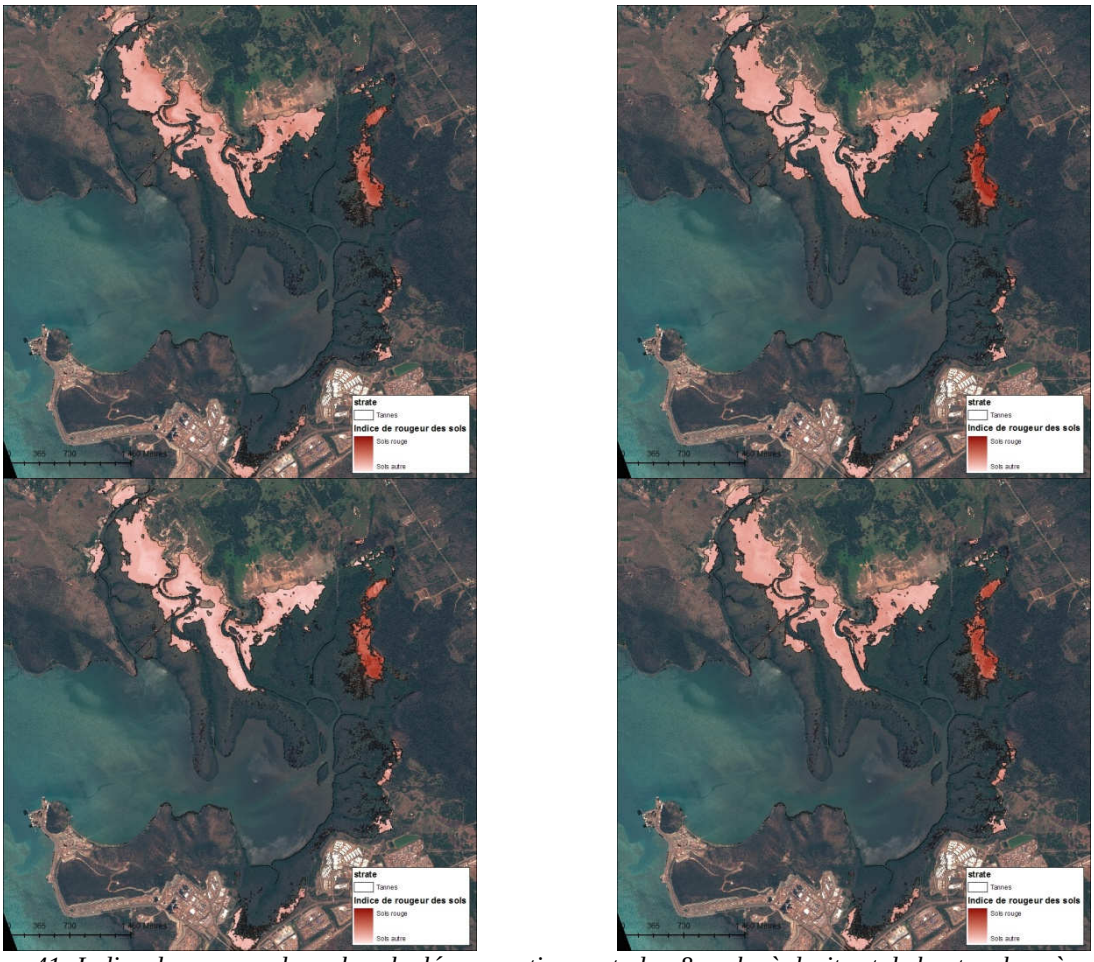


Figure 41: Indice de rougeur des sols calculés respectivement, de g&auche à droite et de haut en bas, à partir des images GeoEye-1de novembre 2010, mars 2011, septembre 2011 et févirer 2012.

L'indicateur $\Delta^{a}_{R_{t,t+1}}$ (Andreoli *et al.* 2012) a été calculé afin de s'affranchir de variations liées aux perturbations atmosphériques ou aux marées.

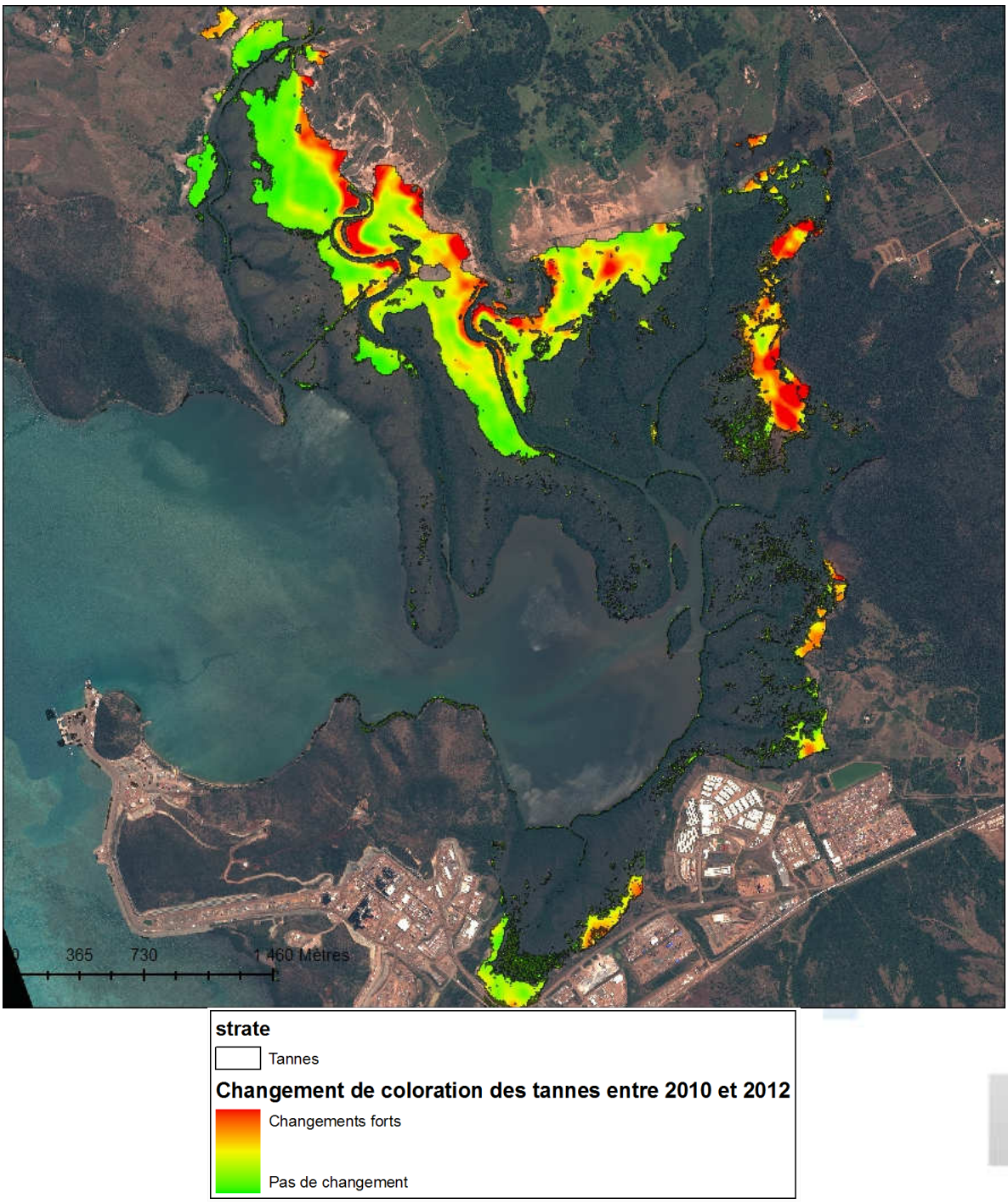


Figure 42: Variations spatiales de la rougeur des tannes entre novembre 2010 et juin 2012.

La variations spatiales de l'indicateur de rougeur des sols montre des secteurs, aux abords des grandes rivières (Voh, Foachiamboue), avec de fortes variations de la rougeur des tannes. Ces variations indiquent des rechargements réguliers issus d'apports sédimentaires des bassins versant en amont de matériaux de couleur rouge. Sur le tanne du bassin de Foachiamboue, les variations affectent l'ensemble du tanne alors que dans le sous-bassin de Voh, seuls les abords immédiats de la rivière et dans la partie amont (boucle intérieure des méandres) présentent de forte variaitions.

A l'inverse, les sous-bassins Coco et Vavouto présentent des secteurs de variations de couleur très limités dans l'espace et d'intensité moindre que ceux observés dans la partie nord de la mangrove de la Baie de Vavouto.

Ces observations doivent être complétées par des analyses et échantillonnages de terrain.

3.3.4 Analyse de l'image Radar en bande X

L'image radar par le satellite TanDEM-X du système TerraSAR le 9 décembre 2011 à 18h40 UTC (marée haute est une image *stripmap* bi-polarisée HH et VV en bande X (λ =3cm) et d'une résolution de 2 mètres.

Figure 53 : Images radar en polarisation HH et VV ©DLR 2011 EADS Astrium

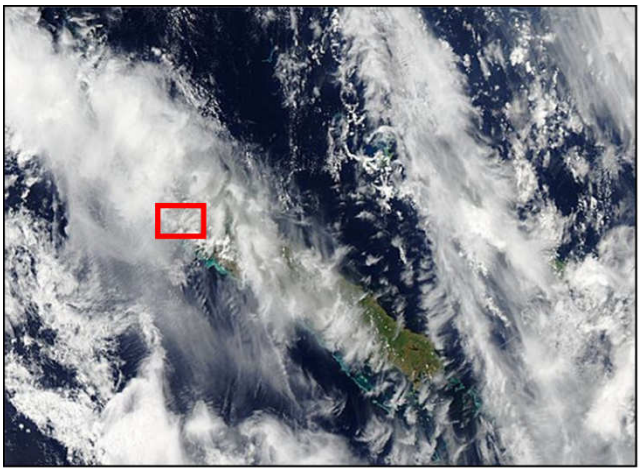


Figure 43 : Image Modis du 9 décembre 2011 (le rectangle rouge correspond à la zone d'acquisition des images radar)

3.3.4.1 Protocole d'analyse

L'image a été calibrée à l'aide du logiciel Monteverdi de l'ORFEO Toolbox et une géolocalisation a été réalisée avec un logiciel de télédétection. Avec cette méthode les artefacts aux niveau des zones de relief dus à l'inclinaison du satellite n'ont pas été corrigés mais la zone de mangrove qui nous intéresse est plate et n'est donc pas affectée.

La classification typologique de la mangrove de septembre 2011 afin d'échantillonner et déterminer les signatures radar des différentes strates de la mangrove.

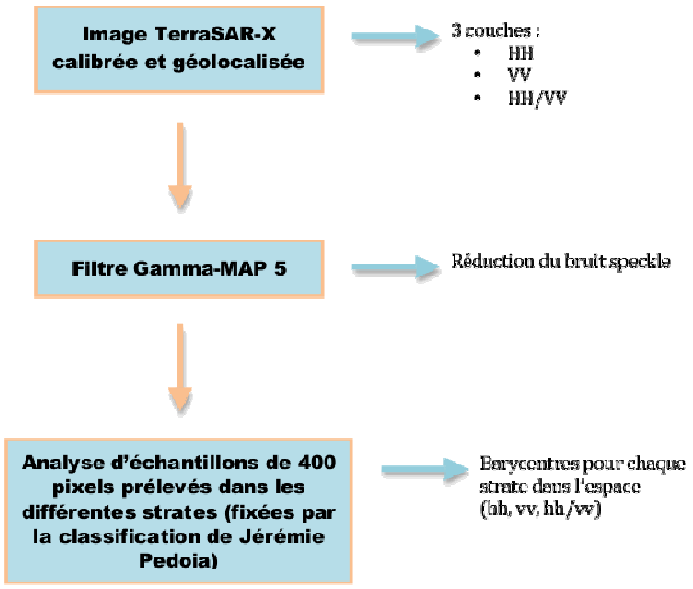


Figure 44 : Protocole d'analyse de la rétrodiffusion radar

Chaque bande radar (HH et VV) ont été filtrée par la méthode de réduction du bruit de type gamma-MAP à l'aide d'une fenêtre kernel passe-bas. Le ratio HH/VV a été calculé. Ce ratio présente l'avantage de caractériser les propriétés volumétriques des objets cibles.

Puis pour chaque couche, 300 échantillons contenant chacun 400 pixels sont prélevés dans différentes zones correspondant aux différentes strates de mangrove déterminée à partir de l'image geoEye de septembre 2011 (BDMANG). Les échantillons ont été prélevés à une distance raisonnable des limites entre les strates. Les échantillons sont générés de manière automatique puis leur position est ajustée pour qu'ils soient le plus éloignés possible des limites entre strates.

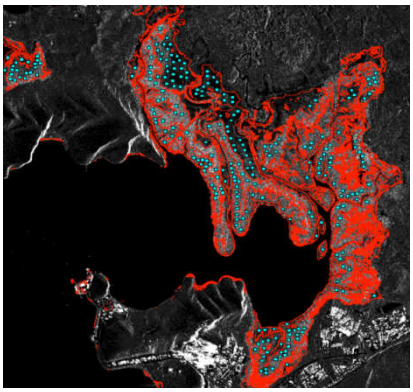


Figure 45 : Prélèvement aléatoire d'échantillons dans les différentes strates de l'image

Le nombre de pixels contenus dans un échantillon a été déterminé de manière empirique. En effet, on a constaté qu'avec des échantillons de 400 pixels la séparabilité des strates était de meilleure qualité.

3.3.4.2 *Analyse des strates de la végétation*

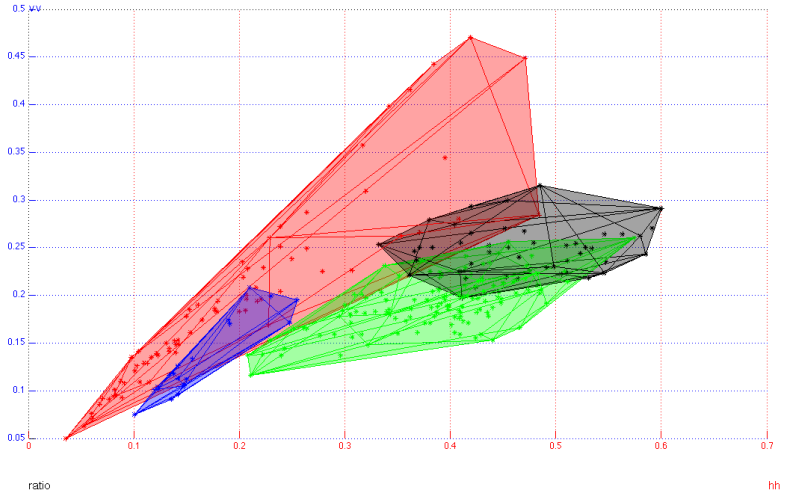


Figure 46 : Retrodiffusion HH et VV en bande X des différentes strates de la mangrove de la Baie de Vavouto

L'analyse les valeurs de rétrodiffusion des couches HH et VV prélevées en différents points des différentes strates permet de mettre en évidence des différences volumétriques entre les différents types de végétation.

Sur le tanne (en rouge, fig. 46), à l'exception de quelques valeurs de rétrodiffusion extrêmes, la rétrodiffusion dans les polarisations HH et VV est faible. En effet, la rugosité des tannes est à l'échelle de la longueur d'onde radar en bade X ou potentiellement recouvert d'eau (puisque la marée était haute lors de l'acquisition de l'image). Ainsi, les tannes apparaitrons "lisses" au signal radar (faible rétrodiffusion HH et VV).

Pour les rhizophoras arbustifs (en vert, fig. 46) on constate que la rétrodiffusion en HH est plus élevée que celle en VV. La taille des rhizophora arbustifs est plus proche de la longueur d'onde radar bande X horizontalement que longitudinalement. La hauteur des arbres est en effet beaucoup plus élevée que λ tandis que le diamètre des branches, les feuilles et les racines des rhizophora arbustifs sont compris dans cette échelle de taille (Ø 3cm).

La rétrodiffusion est assez peu élevée pour les rhizophoras arborescents (en bleu, fig. 57) ce qui est inattendu. En effet, puisqu'ils se situent le long des fronts de mer et de rivière ils devraient diffuser l'énergie du simple bond qui a lieu avec leurs branches, leurs racines et leurs feuilles mais aussi celle du double bond générée par la réflexion de l'onde sur la surface de l'eau vers les arbres. Sur l'image polarisée en VV, ce phénomène n'est visible que sur certains fronts de mer. Ceci est dû à l'inclinaison du satellite et à son orientation par rapport à la zone qu'il a observée (satellite dextre et orbite descendante). Les fronts de mer exposés à la réflexion sont moins nombreux que ceux abrités c'est pourquoi la rétrodiffusion des rhizophoras arborescents est plus faible que prévue.

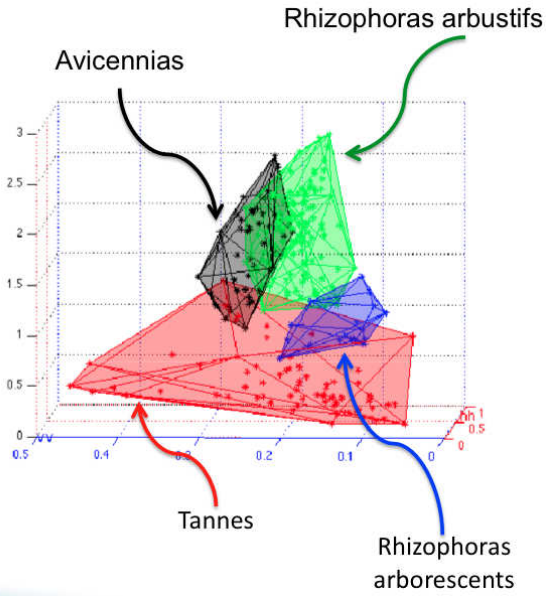


Figure 47: Retrodiffusion HH et VV et ratio HH/VV en bande X des différentes strates de la mangrove de la Baie de Vavouto

La figure 58 représente les moyennes des valeurs des pixels contenus dans chaque échantillon pour les images HH, VV, $\frac{HH}{VV}$. Chaque valeur est colorée en fonction de la strate dans laquelle se trouve l'échantillon qui a permis de la calculer. Les boites englobantes des valeurs dans l'espace (HH, VV, $\frac{HH}{VV}$) sont bien séparées. Il y a une zone de mélange entre les avicennias et les rhizophoras arbustifs qui correspond à la strate de "végatation mixte" qui n'existe pas toujours selon la topographie et l'humidité du sol de la zone de mangrove.

A partir des nuages de points de la figure 58, on calcule les barycentres pour chaque strate. Puis pour chaque pixel *P* de "coordonnées" (HH, VV, $\frac{HH}{VV}$) qui n'est ni dans la mer ni à une altitude supérieure à 1 mètre :

- $log_{10}\left(Distance\ (P, Barycentre_{tanne})\right)$
- $log_{10}\left(Distance\ (P, Barycentre_{avicennia})\right)$
- $log_{10}\left(Distance\ \left(P, Barycentre_{rhizophora\ arbustifs}\right)\right)$
- $log_{10}\left(Distance\ \left(P, Barycentre_{rhizophora\ arborescents}\right)\right)$

P sera classé dans la même strate que le barycentre dont il est le plus proche. On obtient ainsi une image sur laquelle on applique un filtre moyenneur.

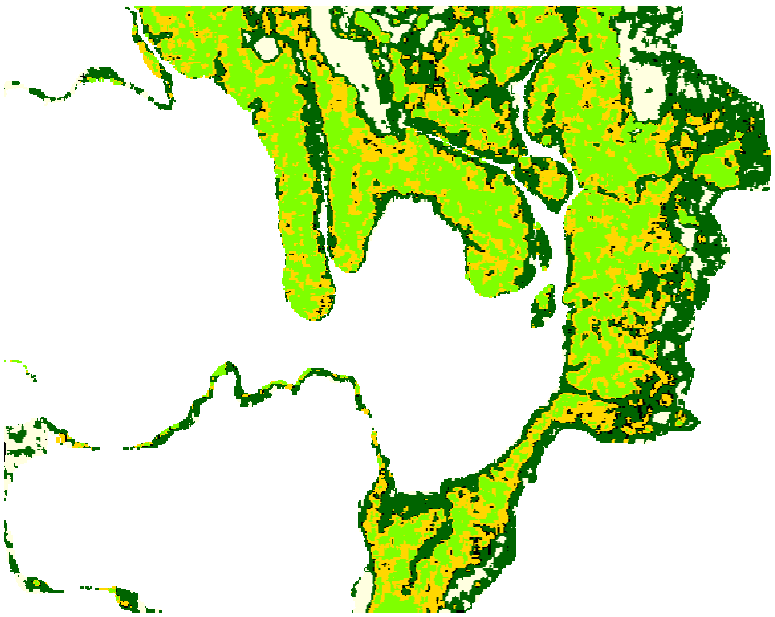


Figure 48 : Classification obtenue à partir de l'image radar du 9 décembre 2011

La détermination des barycentres est robuste aux changements de position des échantillons. En effet, puisque les échantillons sont générés de manière aléatoire et qu'ils sont déplacés arbitrairement dans le respect d'une seule contrainte (être le plus éloignés possible des limites entre strates) il était important de s'assurer que les valeurs des barycentres n'étaient pas dépendantes de la position des échantillons. Or on mesure un déplacement maximal moyen de $9{,}63.10^{-4}$ des barycentres lorsque l'on répète l'opération de création des échantillons. Cette valeur représente $1/200^{ème}$ de la distance minimale moyenne qui sépare les barycentres de deux strates différentes et a donc été considérée comme négligeable.

Globalement on observe sur la figure 58 plus de variations au sein des strates qu'avec les images multispectrales. Ces variations peuvent, en partie, être dues au bruit de type *speckle*. En effet il est difficile de le réduire sans perdre de l'information et de la précision.

Mais, il semble surtout que ces variations soient représentatives des variations volumétriques au sein même des strates. Ce que l'on observe correspond potentiellement aux différences de taille des espèces. Et comme au sein des espèces on peut trouver des plantes jeunes et des plantes grandes il y a des mélanges entre les grandes d'une petite espèce et les petites d'une grande espèce. Ainsi les images radar seront plus adaptées à des études de volumétrie qu'à de la classification en espèces de végétation.

3.3.4.3 *Analyse de la rétrodiffusion des sols sur tannes*

La rétrodiffusion des tannes a été mesurée à l'aide d'échantillons pris sur les différents tannes de la Baie de Vavouto. Chaque tanne a été analysé de manière distincte afin de mettre en avant les différences de rétrodiffusion entre chaque tanne.

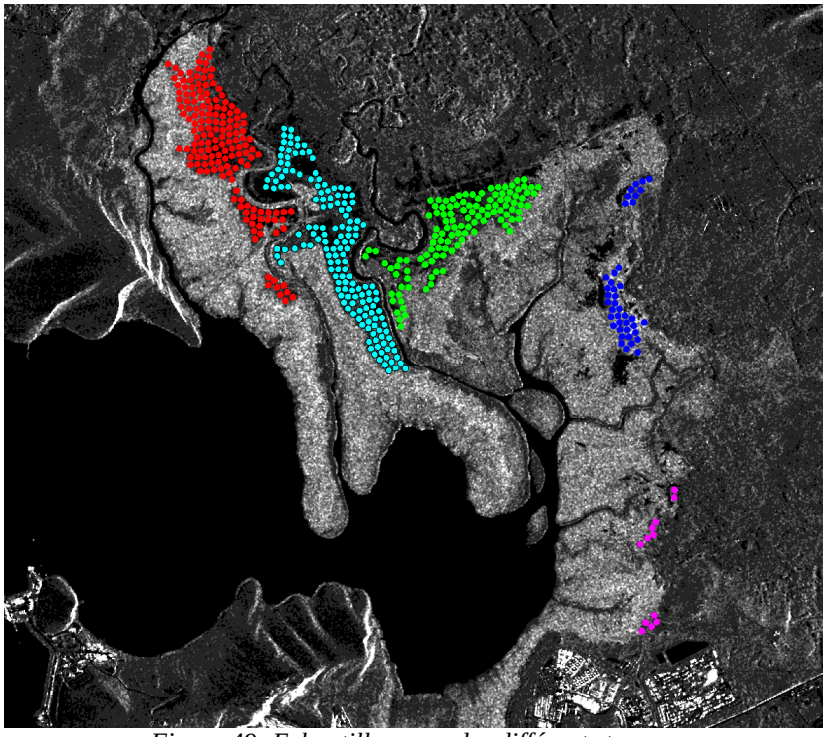


Figure 49: Echantillonnage des différents tannes

La figure 60 représentant *VV* en fonction de *HH*, on constate que les tannes de la Foachiamboue et de Coco (bleu et magenta) se démarquent des tannes du sous-bassin de Voh.

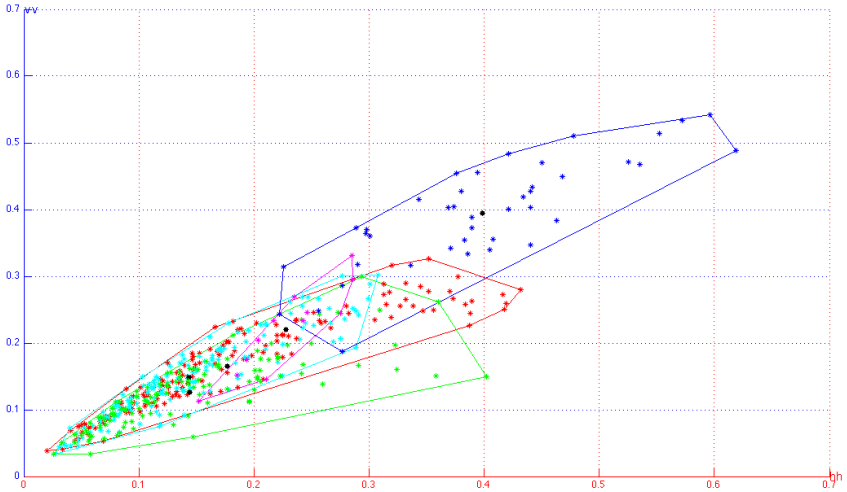


Figure 50: Retrodiffusion des différents tannes

Le tanne de Foachiamboue et de Coco présentent des particularités en terme de rugosité, couleur, humidité pouvant expliquer les changements de rétrodiffusion observés.

Figure 51: Photographies du tanne de la Foachiamboue à gauche et de Coco à droite (Photos IRD - Bluecham SAS Février 2011)

En effet, le tanne de Foachiamboue présente :

- Une couleur orangé - rouge ;
- Homogénéité de la rugosité ;
- Rugosité fine décimétrique ;
- Légère humidité en surface ;

Le tanne de Coco se présente quant à lui avec :

- Des flaques d'eau résiduelle ;
- Un mélange de sol nu et de végétation herbacé ;
- Un rugosité hétérogène en grand ;

Ces paramètres influence la rétrodiffusion des ondes radar en bande X et des mesures quantitatives d'humidité, de composition des sédiments et de rugosité permettraient de mettre en évidence les relations entre ces paramètres et la rétrodiffusion.

3.3.4.4 Evaluation du potentiel Radar bande X pour le suivi des mangroves

Les images radar en bande X présentent un fort potentiel pour l'analyse et le suivi des mangroves. En effet, la discrimination des différentes strates, tant visuelle que mesurées, est forte. De plus, cette discrimination apparait liée aux caractéristiques volumétriques des différentes espèces de palétuviers. Couplée à des mesures de terrain, l'analyse des caractéristiques de la rétrodiffusion doit permettre d'estimer la biomasse des différentes strates de la végétation.

En outre, des différences de rétrodiffusion importantes ont été mesurées sur différents tannes. Ces différences doivent être mises en relation avec l'humidité des sols, la rugosité et la composition sédimentaire des tannes afin de mettre en exergue les paramètres influençant la mesure radar sur ces types de surfaces.

Enfin, la multiplication des observations en radar et la constitution d'une série temporelle radar permettra de réduire le ratio signal / bruit et d'affiner les mesures des différents type de végétation des mangrove. Ces séries temporelles peuvent également être utilisée de manière efficace pour le suivi des changements de végétation au sein des mangroves.

3.4 Protocole de suivi des mangroves par télédétection satellitaire

Cette étude de suivi par télédétection des mangroves de la Baie de Vavouto permet de proposer un protocole de suivi par satellite des mangroves en contexte minier. 2 niveaux de suivi sont proposés :

- un protocole de suivi des mangroves standards permettant de mesurer l'état des mangrove et leur évolution dans le temps ;
- un protocole de suivi de haute précision sur les milieu à fortes contraintes.

3.4.1 Protocole de suivi standard (contraintes moyennes à faible)

Le protocole standard de suivi proposé permet de suivre les mangroves de manière globale et synthétique. Dans le cadre d'un suivi par télédétection, le protocole proposé est un protocole minimal requis afin de suivre de manière régulière, reproductible, traçable et scientifiquement validé l'état et l'évolution des mangroves.

3.4.1.1 Stratégie d'observation requise

Dans le cadre du suivie par télédétection des mangroves, la stratégie d'observation à mettre en place déterminer la granularité des observations, la pertinence du suivi et doit correspondre aux objets du suivi (échelle).

3.4.1.1.1 Type de données requises

Les données d'observation de la terre requises sont des données à très haute résolution spatiale dont la taille du pixel doit être inférieure ou égale à 70 cm. Cette résolution est nécessaire afin d'être en mesure d'observer les objets constitutifs des mangroves tels que les avicennia, dont la surface du houppier peut être inférieure à 1 m. D'autre part la distinction entre avicennia et rhizophora ne peut être réalisée avec des données dont la résolution est supérieure au mètre.

Les données acquises sont préconisées en niveau de traitement le plus bas, c'est à dire comprenant seulement la calibration d'antenne du traitement du segment sol en réception des données. cela permet d'acquérir la mesure radiométrique physique brute exempte de toute manipulation ultérieure.

Les mesures nécessaires comprennent les mesures dans les domaines du :

- Visible [0.380 µm - 0.780 µm]:
  - Bleu [0.446 µm - 0.500 µm];
  - Vert [0.500 µm - 0.578 µm];
  - Rouge [0.620 µm - 0.780 µm];
- Proche infrarouge [0.780 nm - 500 µm].

Les capteurs préconisés et niveaux de traitements des produits sont listés dans le tableau suivant :

Capteur	Bandes	Résolution	Niveau de traitement requis
Quickbird-2	0.450 µm - 0.520 µm 0.520 µm - 0.600 µm 0.630 µm - 0.690 µm 0.760 µm - 0.900 µm	60 cm	OR2A
GeoEye-1	0.450 µm – 0.510 µm 0.510 µm – 0.580 µm 0.655 µm – 0.690 µm 0.780 µm – 0.920 µm	50 cm	Geo
Worldview-2	0.450 µm - 0.510 µm 0.510 µm - 0.580 µm 0.630 µm - 0.690 µm 0.770 µm - 0.895 µm	50 cm	OR2A
Pléiades 1A & 1B	0.430 µm – 0.550 µm 0.490 µm – 0.610 µm 0.600 µm – 0.720 µm 0.750 µm – 0.950 µm	70 cm	Primary

Tableau 12 : Capteurs préconisés pour le suivi standard des mangroves

Ces capteurs, actuellement en activité, ont une durée de mission comprise entre 5 et 7 ans. les programmes de renouvellement des constellations sont d'ores et déjà programmés pour les années à venir.

Ainsi, la constellation pléiade (1A et 1B) a été lancée en 2011 et 2012 avec une durée de vie de 7 ans. La continuité des constellation GeoEye-1 et Worldview-2 va être assurée par le lancement courant 2013 de Worldview-3.

3.4.1.1.2 Fréquence d'observation

Dans le cadre de cette étude, 2 données par an (en saison sèche et en saison des pluies) ont été acquises à très haute résolution optique à 50 cm. Cette fréquence d'observation a été déterminée par :

- La dynamique de la végétation des mangroves avec une période de floraison et de fructification vers le mois de novembre ;
- La saisonnalité du climat de Nouvelle-Calédonie comportant une saison sèche et une saison des pluies ;
- La prise en compte d'événements climatiques extrêmes (cyclone) dont la survenance et potentiellement annuelle ;

De ce fait, nous préconisons des observations satellitaires à très haute résolution 2 fois par an, callée sur le calendrier suivant :

- post-cyclonique / post-saison des pluie entre mars et mai ;
- saison de floraison / fructification entre septembre et novembre.

3.4.1.2 Paramètres de suivis requis

Après orthorectification à +/- 50 cm et calibration radiométrique robuste des mesures, le protocole de suivi standard des mangroves requis s'intéresse :

- Au suivi des strates de la mangrove à l'échelle du 1/2000 ;
- Aux changements spatio-temporel de ces strates de végétation au 1/2000 ;
- Au calcul des indicateurs spécifiques R_r, R_a et R_t permettant d'expliciter :
  - L'état actuel de la mangrove ;

  - Les contraintes externes exprimées par la répartition des strates de végétation
  - Les évolutions des indicateurs dans le temps et leur signification.
- A l'activité photosynthétique de la végétation par le calcul de l'indicateur NDVI et de ces variations temporelles hors saison et effets atmosphériques par l'indicateur $\Delta^{a}_{NDVI_{t,t+1}}$.
- A la densité de la végétation et aux différences de densité de la végétation dans le temps ;
- a la couleur des tannes et à sa variation temporelle par l'indice de rougeur des sols de Pouget et par l'indice $\Delta^{a}_{R_{t,t+1}}$.

Ces indicateurs (méthodes, sources) doivent être renseigné afin de certifier la qualité des informations fournies.

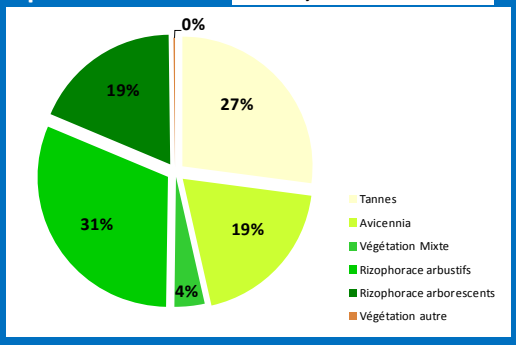
Une fiche de suivi type est proposée à l'aide des observations GeoEye de septembre 2011 et de février 2012.

3.4.1.3 *Fiche de suivi 'type'*

Mangrove	**Mangrove de la Baie de Vavouto**
Localisation (en RGNC9193)	
X :	**264453.153271** **Y:** **355667.497196**
Bassins versants	Rivière Coco Rivière Voh Rivière Foachiamboue
Date de l'observation	**23/02/2012 10:02:00**
Marée à station la plus proche	**1.39 (Foué)**
Date d'observation précédente	**20/09/2011 10:17:00**
Ecart entre les 2 observations	**156**

Suivi général

Superficie totale : **859,80 ha** +/- 23.6 ha



Différence depuis la dernière observation **+ 0 ha**

Variations entre date 1 et date 2

Tannes	▼ - 0.101 %
Avicennia	▲ + 0.077 %
Végétation mixte	▲ + 0.004 %
	▼ - 0.002 %
Rhizophora arborescebnts	▲ + 0.038 %
Végétation autre	= + 0.000 %

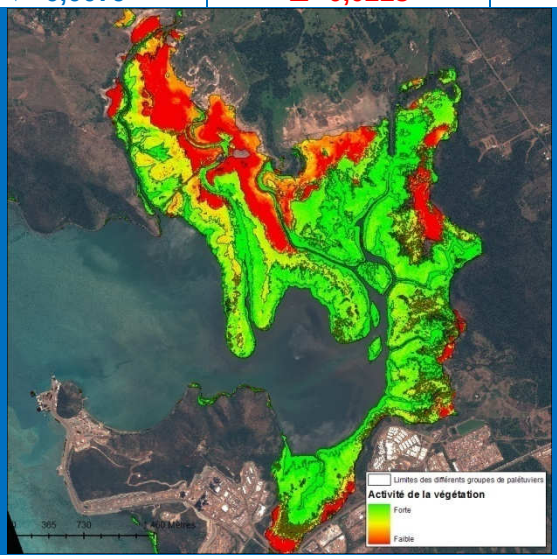
R_t	R_a	R_r
0.270	0.27	0.18
▼-0.02	▲+0.01	▲+0.01

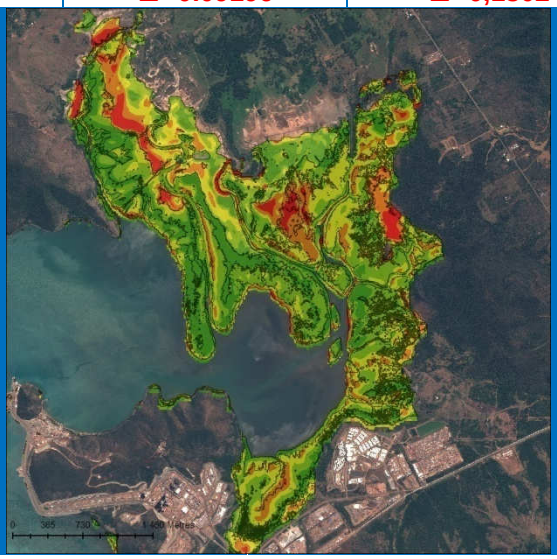
Observations : **Mangroves en conditions normales (*Ia*) avec dynamique de colonisation des tannes par les avicennia**

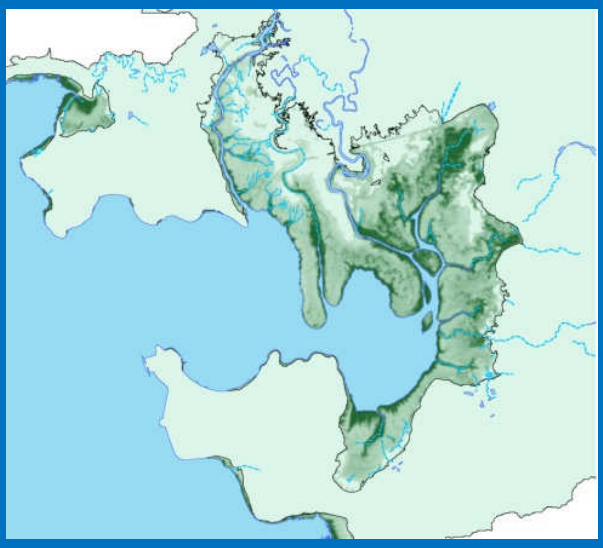
Expert (s)			
Marchand	Cyril	Chercheur	IRD
Andreoli	Rémi	Ingénieur télédétection	Bluecham SAS

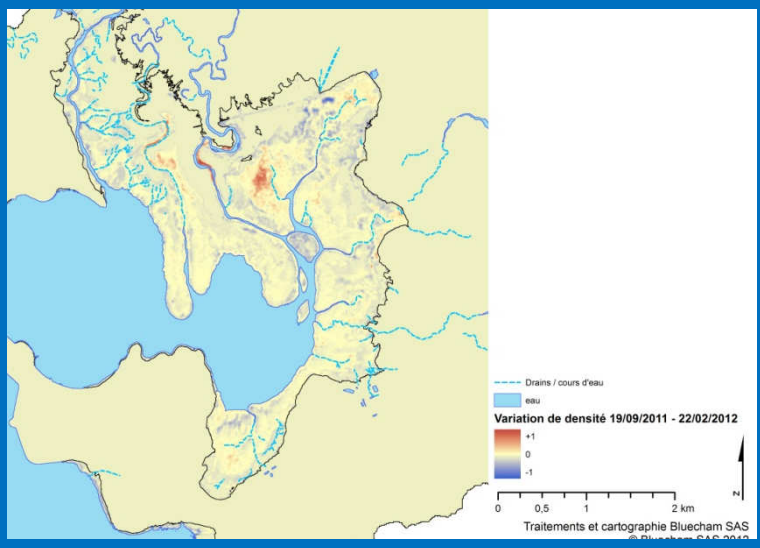
Végétations

Avicennia	Végétation mixte	Rhizophora arbustifs	Rhizophora arborescents	Végétation autre
0,262329773	0,314825692	0,310078355	0,454007639	0,31262159
▼- 0,0079	▲+0,0223	▲+0,0553	▲+0.09196	▲+0,1302



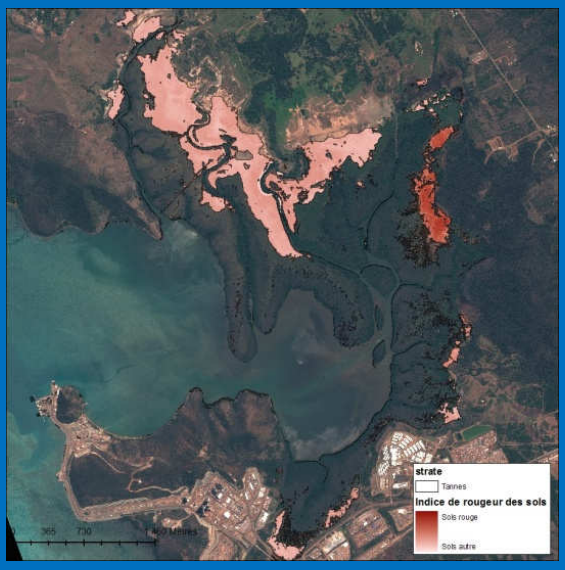


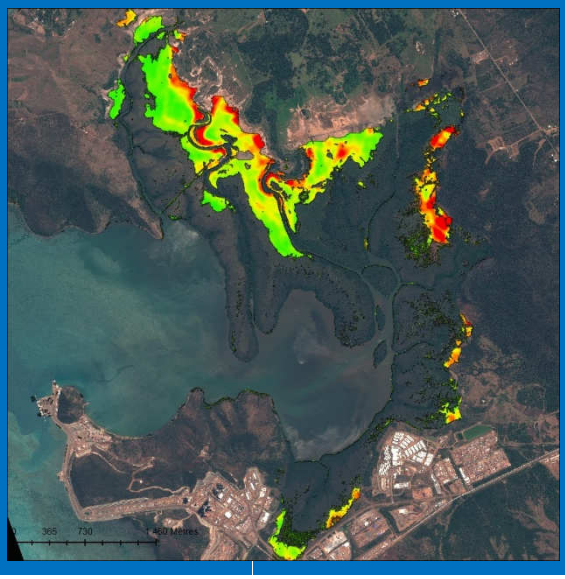




Observations :	Densification de la végétation d'avicennia à X: 264377.418692 et Y : 356155.564486			
Expert (s)	Marchand	Cyril	Chercheur	IRD
	Andreoli	Rémi	Ingénieur télédétection	Bluecham SAS

Tannes





Observations :	Rechargements réguliers issus d'apports sédimentaires des bassins versant en amont de matériaux de couleur rouge sous les bassins versants de la Voh et de la Foachiamboue.			
Expert (s)	Marchand	Cyril	Chercheur	IRD
	Andreoli	Rémi	Ingénieur télédétection	Bluecham SAS

Date estimée de la prochaine observation	**Non programmé**

Fiche réalisée le	15/12/2012	**Par**	Andreoli Rémi Bluecham SAS	

SOURCES

Donnée source	Image GeoEye-1 calibrée du 23/02/2012 (précision spatiale +/- 50 cm)
Méthode de suivi des strates de végétation	Typologie des strates de la végétation (Marchand *et al.* 2013)
Méthode de suivi NDVI	NDVI de (Bannari *et al.* 1995) / $\Delta^{\alpha}_{NDVI_{t,t+1}}$ (Andreoli *et al.* 2012)
Méthode de suivi rougeur des sols	Redness (Pouget *et al.*1990) / $\Delta^{\alpha}_{R_{t,t+1}}$ (Andreoli *et al.* 2012)

Figure 62: Fiche type de suivi standard

3.4.2 Protocole de suivi de précision (contraintes fortes)

Le protocole de suivi de précision intègre le protocole de suivi standard proposé au § 3.3.2. auquel s'ajoute des mesures de suivi de haute précision tant spatiale (échelle des arbres et groupes d'arbres) que temporelle (haute fréquence d'observations).

3.4.2.1 Stratégie d'observation requise

3.4.2.1.1 Type de données requises

Les données d'observation de la terre requises en compléments des données très haute résolution sont des données à haute résolution spatiale dont la taille du pixel doit être inférieure ou égale à 30 m. Ce type de donnée permet un rapport qualité de l'information / coût d'acquisition de l'information de déployer un suivi à haute fréquence temporelle.

Les données acquises sont préconisées en niveau de traitement le plus bas, c'est à dire comprenant seulement la calibration d'antenne du traitement du segment sol en réception des données. cela permet d'acquérir la mesure radiométrique physique brute exempte de toute manipulation ultérieure.

Les mesures nécessaires comprennent les mesures dans les domaines du :

- Rouge [0.620 µm - 0.780 µm];
- Proche infrarouge [0.780 nm - 500 µm].

Les capteurs préconisés et niveaux de traitements des produits sont listés dans le tableau suivant :

Capteur	Bandes	Résolution	Niveau de traitement requis
Deimos-1	0.520 µm – 0.600 µm 0.630 µm – 0.690 µm 0,770 µm – 0,900 µm	22 m	1A
SPOT 5	0.480 µm - 0.710 µm 0.500 µm - 0.590 µm 0.610 µm - 0.680 µm 0.780 µm - 0.890 µm 1.580 µm - 1.750 µm	10 m	1A
RapidEye	0.440 µm – 0.510 µm 0.520 µm – 0.590 µm 0.630 µm – 0.685 µm 0.690 µm – 0.730 µm 0.760 µm – 0.850 µm	6.5 m	1A

Tableau 13 : Capteurs préconisés pour le suivi de précision des mangroves

3.4.2.1.2 Fréquence d'observation

Dans le cadre du projet d'évaluation des données Deimos-1, nous avons eu accès à des données tous les 2 mois sur le secteur de la Baie de Vavouto. Il ne nous a pas été permis d'accèder à des données complémentaires afin d'augmenter la résolution temporelle de la base de donnée.

Dans le cadre d'un suivi à haute fréquence temporelle, plus que la résolution, la fréquence de revisite améliore de manière exponentielle la précision des observations réalisées permettant de s'affranchir d'artefacts d'observations pouvant biaiser les mesures, notamment au niveau de la végétation :

- effets des marées ;
- effets atmosphériques ;

- Variations locale de l'activité photosynthétique de la végétation.

Idéalement, plus la fréquence d'observation est élevée, plus le suivi temporel sera précis. De manière opérationnelle, une fréquence d'observation mensuelle est un bon compromis.

3.4.2.2 *Paramètres de suivis requis*

Les paramètres de suivi requis comporte l'intégralité du suivi standard. La fréquence de mise à jour des paramètres diffèrent en fonction du moyen de calcul de ceux-ci. en outre, la mise à jour de la répartition des strates de la végétation au 1/2000ème n'est pas requis.

Paramètre de suivi	Fréquence de mise à jour	Données sources
Répartition des strates de la mangrove	Semestrielle	Données THR
Changements spatiaux de la répartition des strates de la mangrove	Semestrielle	Données THR
Indicateurs R_t, R_a et R_r	Semestrielle	Données THR
NDVI	Mensuelle	Données THR et HR
$\Delta^a_{NDVI_{t,t+1}}$	Mensuelle	Données THR et HR
Rougeur des sols	Mensuelle	Données THR et HR
$\Delta^a_{R_{t,t+1}}$	Mensuelle	Données THR et HR

Tableau 14 : paramètres de suivi et fréquence de mise à jour

De plus, le suivi de précision spatial inclus la mise en place de stations virtuelles par la méthode proposée au § 3.2.3.3.3. Pour chaque station virtuelle avicennia et rhizophora sont mesurés :

- Le NDVI à la plus haute fréquence temporelle disponible ;
- $\Delta^a_{NDVI_{t,t+1}}$ à la plus haute fréquence temporelle disponible ;

De la même manière, pour chaque objet "tannes", sont calculés :

- La rougeur du sol à la plus haute fréquence temporelle disponible ;
- $\Delta^a_{R_{t,t+1}}$ à la plus haute fréquence temporelle disponible ;

3.4.2.3 Protocole de suivi 'type'

Le protocole de suivi de précision comprend le suivi standard à l'aide de fiches. Ces fiches sont mises à jour de manière mensuelles.

Le suivi est complété par le dispositif de stations virtuelles alimenté par les observations mensuelles HR et semestrielles THR. Afin de simplifier la lecture des information par station, une nomenclature cartographique doit être mise en place mettant en évidence de manière simple et rapide les arbres ou groupes d'arbres ne présentant pas d'anomalies remarquables de ceux présentant :

- Des anomalies positives d'activité de la végétation (rond vert) ;
- Des anomalies négatives de l'activité de la végétation (rond rouge).

Ce dispositif permet de cerner rapidement les secteurs présentant des anomalies et d'orienter les levés de terrain.

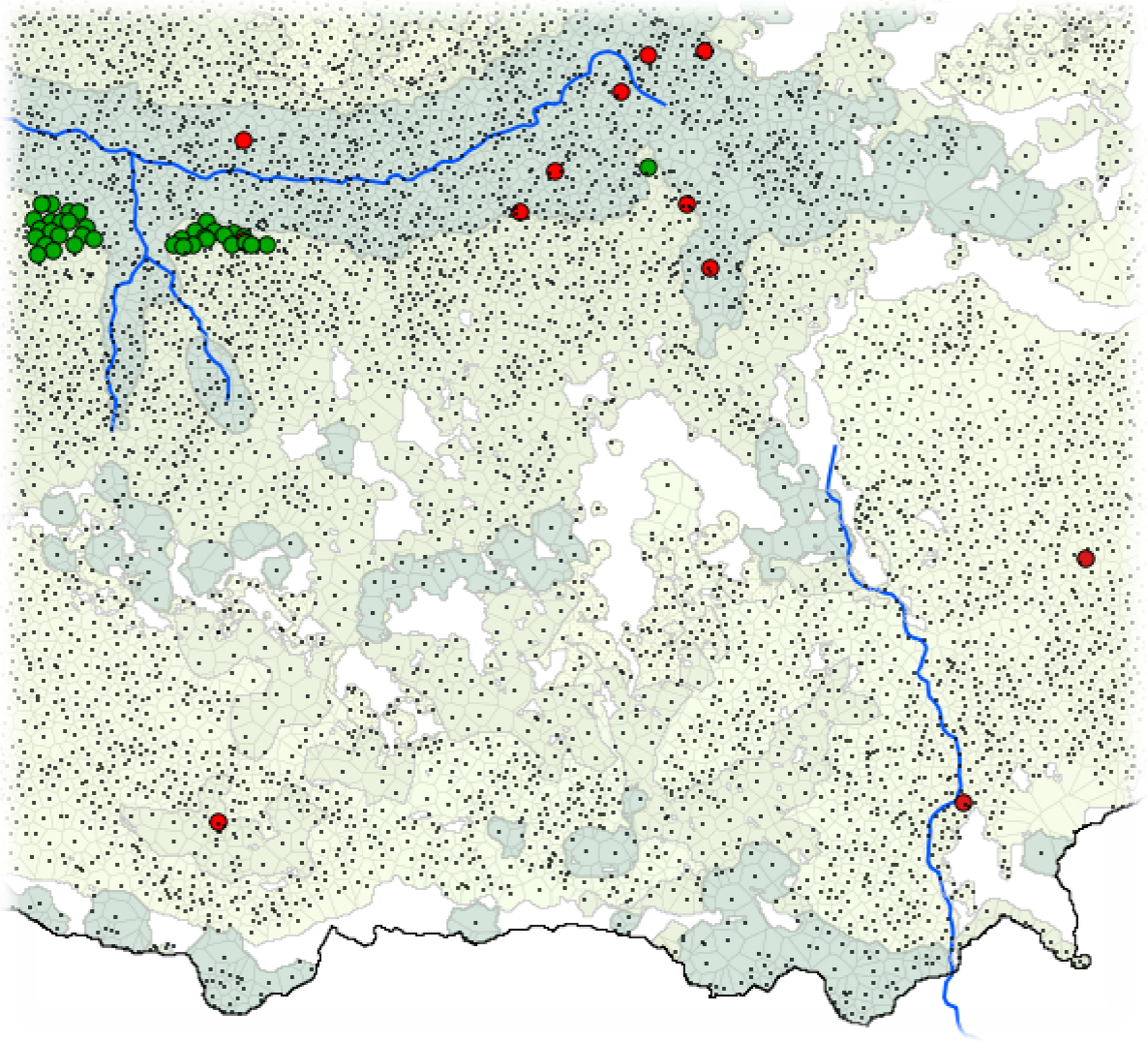


Figure 53: Dispositif de suivi par station virtuelle - exemple de mise en oeuvre

3.4.3 Evolutions et travaux futurs

Cette étude permet de proposer un protocole de suivi des mangroves en contexte minier basé sur les ressources disponibles actuellement en observation de la Terre.
Toutefois, les capteurs placé en orbites et les possibilités d'analyses sont en croissance exponentielle depuis le début du millénaire. Aussi, les indicateurs de suivi doivent suivre les évolutions offertes par ces nouvelles capacité d'imagerie.

Le domaine du Radar (SAR) est actuellement en pleine révolution avec l'arrivée ces dernières années des capteurs à très haute résolution. Cette étude montre que ce type de données présente un excellent potentiel de suivi des mangroves en contexte minier et insulaire tropical :

- Indépendance à la couverture nuageuse ;
- Acquisition de jour comme de nuit, programmable à la demande ;
- Forte capacité de discrimination des strates de mangroves ;

Afin d'affiner les indicateurs dérivés du radar, il est nécessaire de constituer une base de mesures de terrain concernant :

- La rugosité des sols ;
- La composition des tannes (sédiments, métaux)
- L'humidité des sols ;

- La biomasse végétale des différentes strates de la mangroves;

En effet, l'ensemble de ces paramètres influent sur la rétrodiffusion radar et la connaissance de l'influence de ceux-ci sur le signal permettra de mettre en place des indicateurs à base physique de traitement du signal concernant :

- L'humidité des tannes ;
- L'estimation de la biomasse des mangroves.

Aussi, les nouveaux capteurs à très haute résolution intègrent des méthodes innovantes d'imagerie de la Terre :

- Capteur Worldview-2 à 50 cm : ajout de 4 bandes (violet, jaune, red edge, et second infrarouge) aux 4 bandes traditionnelles (rouge, vert, bleu et proche infrarouge) permettant une analyse plus poussée des secteurs littoraux ;
- Futur capteur Worldview-3 à 50 cm : ajout de 8 bandes dans le domaine du moyen infraroouge aux 8 bandes présentes sur Worldview-2 permettant de réaliser des indicateurs de suivi de l'humidité des sols et de suivi de la couleur des tannes ;
- Les capteurs Pléiades 1A et 1B permettent d'acquérir des données tri-stéréoscopiques permettant d'améliorer la création de modèle numérique de surface et de terrain à partir de données satellitaires.

Dans le cadre de la recette en vol thématique des satellite Pléiades, Bluecham SAS et l'IRD dispose d'une couverture tri-stéréoscopique sur le secteur de la mangroves de la Kwé Binyi (Yaté). Ces données seront exploitée afin d'évaluer l'apport de la tri-stéréoscopie pour le suivi des mangroves.

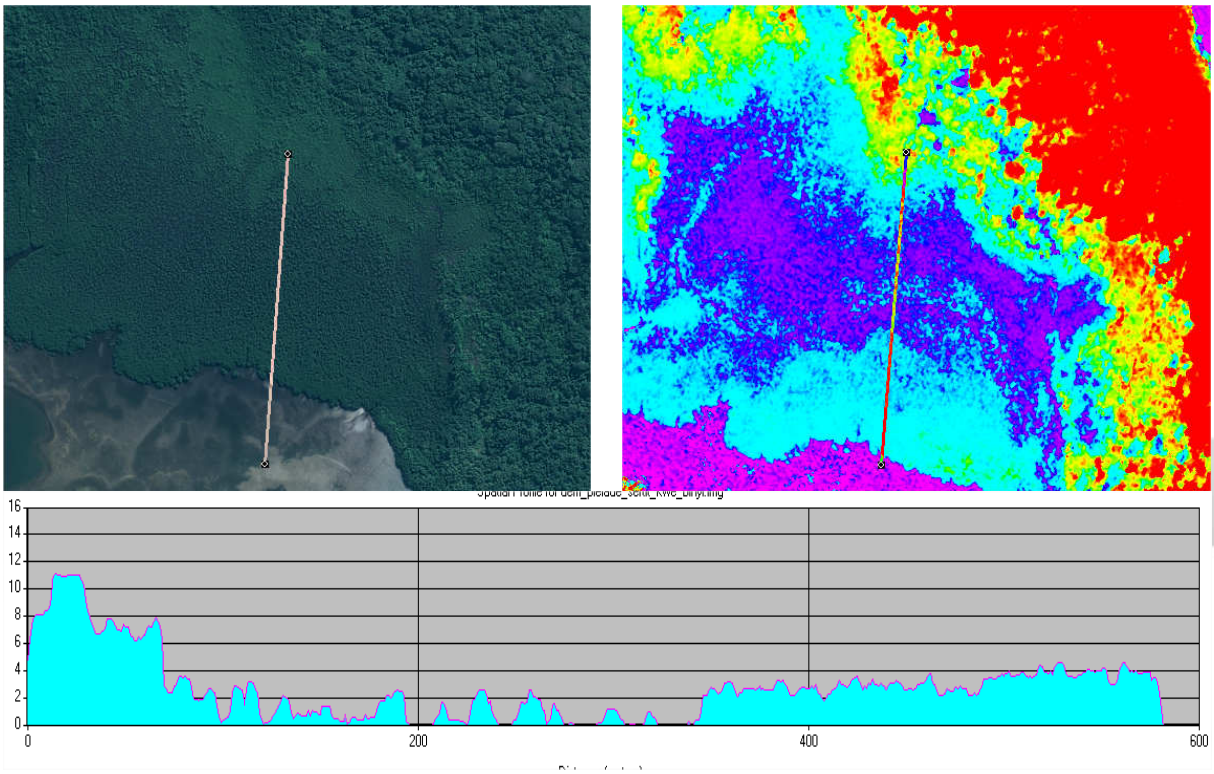


Figure 54: Image Pléiade tri-stéréoscopique du 13/07/2012 sur la mangrove de la Kwé Binyi (en haut à gauche); modèle numérique de surface dérivé des données tri-stéréoscopiques Pléiade du 13/07/2012 (à droite); Profil du nord au sud des altitudes de la canopée de la mangrove de la Kwé Binyi (en bas) - traitements Bluecham SAS et SERTIT (Université de Strasbourg), © CNES 2012, Distribution Astrium Services / Spot Image S.A., France, tous droits réservés. Usage commercial interdit.

Enfin, les paramètres de temps de submersion, de hauteur de submersion et les variations des modalités des écoulements d'eau au sein des mangroves sont primordiaux dans le cadre de la compréhension et du suivi des mangroves. Les travaux futurs s'attacherons particulièrement à l'analyse des images orientée vers la détermination des limites des zones en eau, de l'humidité des sols en relation avec les marées afin de dresser des modèles dynamique de temps de résidence de l'eau dans les zones de mangroves.

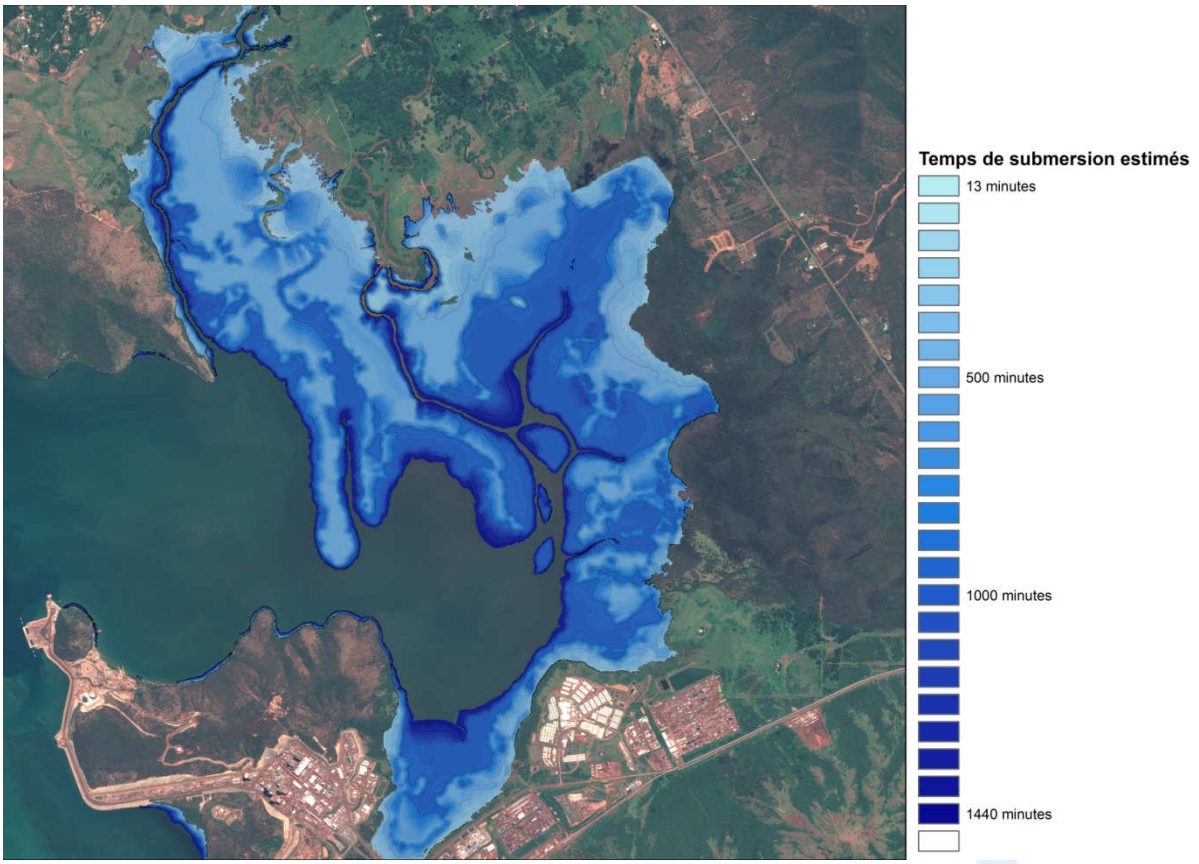
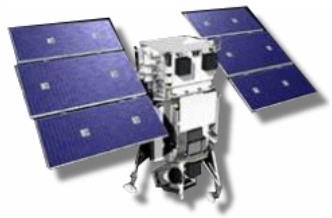


Figure 55 :Temps de submersion moyens quotidiens estimés à partir de la base de données GeoEye-1 et Deimos-1 - Traitements Bluecham SAS / travaux en cours.

3.5 Conclusion

Le **protocole opérationnel** de suivi des mangroves par télédétection a été **mis en place et opéré pendant 2 années** consécutives sur le site de la Baie de Vavouto.
Ce protocole est décliné en 2 volets :

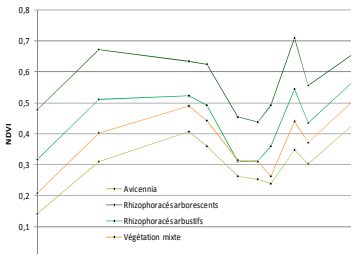


- Un **protocole standard** permettant de suivre les caractéristiques générales de l'état et de l'évolution spatio-temporelle des mangroves ;
- un **protocole de précision** afin de suivre les arbres / groupes d'arbre dans les secteurs à forte contraintes nécessitant un suivi à très haute fréquence temporelle et à très haute résolution spatiale.

Ce suivi a été mené pour la première fois sur les mangroves à l'aide de données satellitaires très haute résolution couplée à des données satellitaires à très haute fréquence temporelle permettant de mesurer :

- Les variations des différents **types de palétuviers** et les **sols nus** dans le temps et l'espace à très grande échelle (1/2000);
- La **densité des peuplements** de palétuviers dans l'espace et le temps;
- La qualité et les variations de **l'activité photosynthétique** des palétuviers, à l'échelle de la mangrove jusqu'à l'échelle des groupes d'arbres, à haute fréquence temporelle sur l'ensemble de la mangrove (tous les 2 mois) ;
- **La couleur des tannes** et notamment leur variation dans le rouge au cours du temps.

Ce protocole vient compléter la série d'instrumentation *in situ* de niveaumétrie. En effet, ces informations spatialisées des différents types de végétation, de leur activité photosynthétique, la dynamique des tannes sont liés aux circulations de l'eau dans les mangroves, et aux contraintes s'exerçants sur celles-ci depuis les bassins versants (apports en sédiment) ou depuis le littoral (montée du niveau de la mer).



- Des **indicateurs synthétiques** ont été développés permettant d'accéder à une information **compréhensible** et **scientifiquement validée** de l'état des mangroves ;
- Ces indicateurs permettent d'avoir une **vision spatialisée** à l'ensemble de la mangrove des mécanismes mesurés par les stations de terrain

"Les satellites permettent maintenant le suivi opérationnel des mangroves par la mise en place de protocoles efficaces et reproductibles pour les collectivités, les industriels et les observatoires."

3.6 Bibiliographie

Andreoli R. Marchand C., Pedoia J., 2012. *Mangroves monitoring based on DEIMOS data time series in the South west pacific : Application to New Caledonia*, Internal Report, 23p.

Ansar, G. (1989) *Theory and applications of optical remote sensing*. John Wiley & Sons, Inc. New York–Chichester–Brisbane–Toronto–Singapore. 734 p

Baraldi, A., Parmiggiami, F., 1995, An alternative form of lee filter for speckle suppression in SAR images, Graphical and Image Processing, 57, pp.75-83.

Blaes, X.; Vanhalle, L.; Defourny, P. Efficiency of crop identification based on optical and SAR image time series. Remote Sens. Environ. 2005, 96, 352-365.

Delaunay Sarah, 2012. *Synergie des données satellitaires optique et radar pour le* Cloud computing *environnemental appliqué aux mangroves*, Rapport de Fin d'Etudes Ingénieur ENSIMAG - Grenoble INP, 33 p. Confidentiel.

Fritz, T. TerraSAR-X Ground Segment Level 1b Product Format Specification (10.12.2007), Doc.: TX-GS-DD-3307, 2007, 1.3, pp. 257.

Gao, J., Chen, H., Zang, Y., Zha, Y. (2004). Knowledge-based approaches to accurate mapping of mangroves from satellite data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 70:1241-1248

GeoEye (2011) GeoEye-1 Planetary Reflectance and Mean Solar Exoatmospheric Irradiance, GeoEye Proprietary, 4p

Haralick R. M., Shanmugan, K., Dinstein, I., (1973). Textural features for image classification. IEEE Transactions on SMC, 3(6) :610–621.

Hirano, A., Madden, M. et Welch, R. (2003). Hyperspectral image data for mapping wetland vegetation. Wetlands 23:436-448

Hashim M., Kadir W.H.W., *1999. Comparison of JERS-1 and Radarsat Synthetic Aperture Radar Data for Mapping Mangrove and its biomass.*

Kovacs J.M., Vandenberg C., Wang J., Flores-Verdugo F., 2008. The use of multipolarized Spaceborne SAR backscatter for monitoring the health of a degraded mangrove forest, *Journal of Coastal research 24(1), pp248-254*.

Loo, M. G. K., Lim, T. M. et Chou, L. M. (1992). Land use changes of recreational island as observed by satellite imagery, in 3rd ASEAN Science and Technology Week, University of Singapore, 401-405

Marchand C., Quiniou T., Andreoli R. (2009) Dispositif de suivi de la mangrove en contexte minier, télédétection optique et radar / Mesures physiques in situ, CNRT Nickel et son Environnement Appel à projets 2009, 55p

Meza Diaz, B. et Blackburn, G. A. (2003). Remote sensing of mangrove biophysical properties: Evidence from a laboratory simulation of the possible effects background variation on spectral vegetation indices. International Journal of Remote Sensing 24:53-73

Pedoia Jérémie, 2011. *Méthode semi-automatique de classification et de suivi des mangroves : Application à la mangrove de l'Anse de Vavouto, Nouvelle-Calédonie*. Rapport de stage Master SIGMA - l'Univsersité de Toulouse, 49 p. Confidentiel.

Peña-Baragán, J.M., Ngugi, M. K., Plant R. E., Six, J. (2011). Object-based identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. Remote Sensing of Environment 115:1301-1316

Proisy C., Mougin E. 1998. Télédétection radar des mangroves de Guyane française, *Photo-interprétation, Images aériennes et spatiales, Numéro spécial Télédétection et Végétation, CEMAGREF – ENGREF, 36-1998/1*.

Proisy C., Mougin E. Fromard F., Karam M.A., 2000. Interpretation of polarimetric Radar Signatures of mangrove forests, *remote Sens. Environ. 71, pp56-66*.

Marchand C., Dumas P., Virly S., Buisson D., Duke N., 2007 ; typologie et biodiversité des mangroves de Nouvelle-Calédonie, Rapport ZonEco 213p.

Mougin, E.; Proisy, C.; Marty, G.; Fromard, F.; Puig, H.; Betouille, J.L., and Rudant, J.P., 1999. Multifrequency and multipolarization radar backscattering from mangrove forests. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 37, 94–102*.

Rosenqvist A., Finlayson C.M., Lowry J., Taylor D., 2007. The potential of long-wavelength satellite-borne radar to support implementation of the Ramsar Wetlands Convention, *Aquatic Conserv: mar. Freshw. Ecosyst. 17, pp229-244.*

Saito, H., Bellan, M. F., Al-Habshi, A., Aizpuru, M. et Blasco, F. (2003). Mangrove research and coastal ecosystem studies with SPOT-4 HRVIR and TERRA ASTER in the Arabian Gulf. International journal of Remote Sensing 24:4073-4092.

Thollot, P., Albert, F. et Meaille, R. (1990). Cartographie thématique des mangroves du littoral sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, in Pix'îles 90, ORSTOM, Nouméa – Tahiti, 217-229

Tucker, C. J. (1979) Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environments 8:127-150

Vits, C. et Tack, J. (1995). The use of remote sensing as information source for environmental accounting of coastal areas in Kenja, University of Ghent, 1-45

Wang, L., Sousa, W. P. et Gong, P. (2004a). Integration of object-based and pixel-based classification for mapping mangroves with IKONOS imagery. International Journal of Remote Sensing 25:5655-5668

Wang, L., Sousa, W. P., Gong, P. et Biging, G. S. (2004b). Comparison of IKONOS and QuickBird images for mapping mangroves species on the Caribbean coast of Panama. Remote sensing of environment 91:432-440

Wdowinski S., Kim S-W., Amelung F., Dixon T. H., Miralles-Wilhelm F., Sonenshain R., 2008. Spaced-based detection of wetlands' surface water level changes from L-band SAR interferometry, *Remote Sensing of Environment 112, pp681-696*.

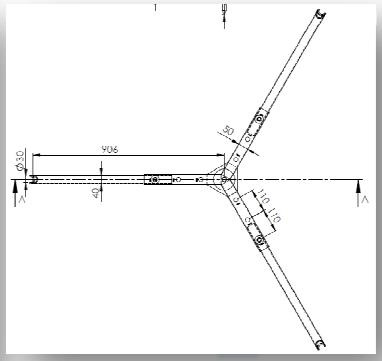
3.7 Remerciements

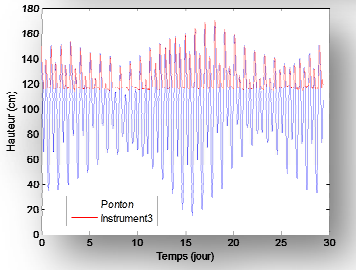
Nous tenons à remercier tout particulièrement le CNRT de son soutien concernant cette étude et de l'intérêt porté aux domaines de l'observation de la Terre pour ces problématique.

Nous remercions également le professeur José Luis Casanova du Latuv (Université de Valladolid) ainsi que Aurelio Marti de l'Agence Spatiale Elecnor Deimos pour nous avoir permis de profiter pendant une année des capacité d'imagerie du satellite Deimos-1 dans le cadre de ce projet.

Nous remercions également Claire Tinel et Delphine Fontanaz du CNES (Centre National d'Etudes Spatiales) nous permettant d'accéder et de programmer le satellite Pléiades sur les sites calédoniens dans le cadre de la RTU Pléiades. enfin, nous remercions Hervé Yesou et Arnaud Durand du SERTIT (Université de Strasbourg) pour leur contribution à l'analyse (toujours en cours) des données tri-stéréoscopiques Pléiades pour la création de modèle numérique de surface.

4 Mesures in-situ





4.1 Introduction

Les mesures physiques de niveaumétrie permettent de mesurer à la fois la durée d'immersion d'une zone et la sédimentation sur cette zone. La structuration de la mangrove la plus communément observée sur le territoire présente trois zones. Il s'agit de la zone à *Rhizophora*, située en front de mer, la zone à *Avicennia* en arrière, puis le tanne dans la plus haute partie de l'estran. Des capteurs ont été installés à la limite de chaque zone ; *i.e*. en front de mer, à la limite *Rhizophora-Avicennia*, et à la limite *Avicennia*-Tanne. Nous pouvons ainsi déterminer quelles sont les valeurs seuils d'inondation que les palétuviers peuvent supporter et mesurer la sédimentation dans chaque zone. Ces résultats permettront, à terme, de déterminer quelles sont les zones préférentielles de sédimentation et les seuils de sédimentation que les palétuviers peuvent supporter. Afin d'obtenir une représentativité statistique satisfaisante, 6 appareils de mesure ont installées dans la mangrove et un septième en front de mer, aux abords immédiats de la mangrove. Afin de recaler tous les instruments par rapport au zéro hydrographique, un niveaumètre supplémentaire a été installé sur le ponton situé sur le site de l'usine de KNS. Associés à la mesure des niveaux, plusieurs autres paramètres ont été mesurés, la température et l'humidité relative de l'air, la température de l'eau, la pression et la conductivité.

Le système de mesures est composé de plusieurs sous-ensembles, les sondes, la centrale d'acquisition et le support. La configuration minimale intègre la sonde de mesure des niveaux, un convertisseur analogique/numérique, une carte de gestion de l'alimentation de la sonde, une centrale d'acquisition et le support mécanique. D'autres capteurs peuvent être ajoutés, certains seront connectés à la centrale d'acquisition principale (sonde de température dans l'air, de pression), d'autres seront autonomes (sonde de température dans l'eau, salinité).

Les Figure 1 présente une vue d'ensemble du site. Sur la droite, la zone d'étude où ont été installés les 7 instruments de mesure. Sur la gauche, la localisation du ponton. La distance séparant le ponton de la mangrove est d'environ 3,5 km.

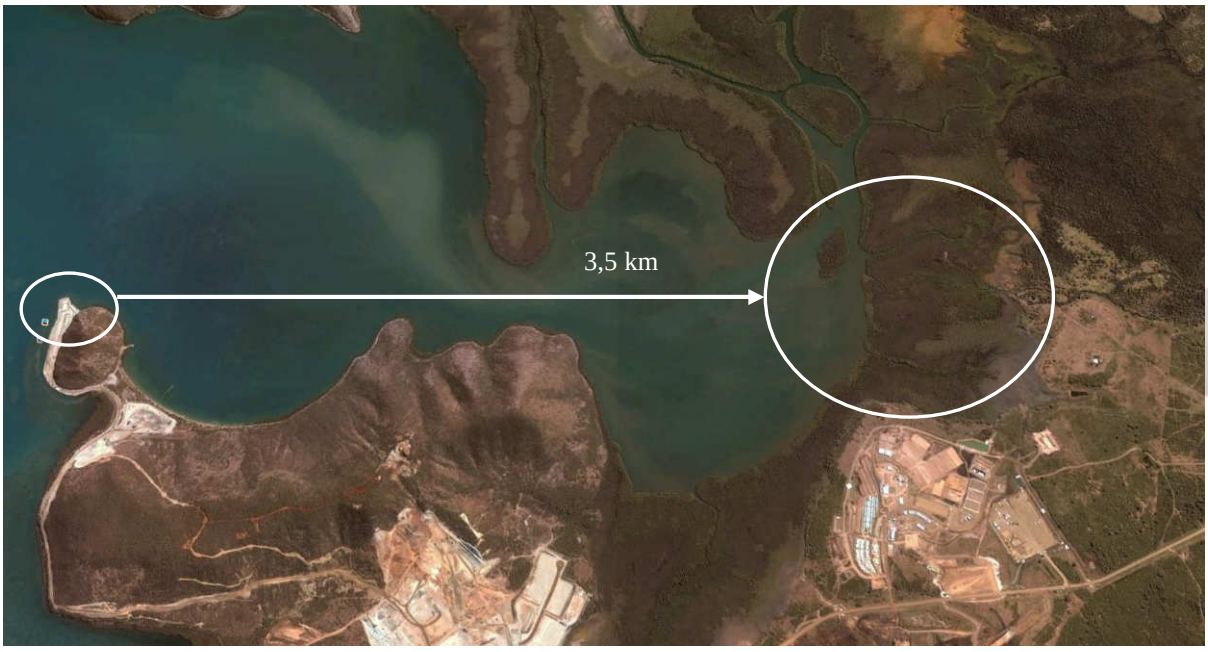


Figure 1 : Première vue d'ensemble du site

La Figure 2 montre un panorama pris à partir d'un point haut à l'arrière de la mangrove.

Figure 2 : Seconde vue d'ensemble du site

4.2 Instruments, caractéristiques et localisation dans la mangrove de Vavouto

Mesurer conjointement le niveau de l'eau et la hauteur du sédiment dans une mangrove est un exercice difficile. Les raisons, liées à l'environnement et aux objectifs de la mesure, sont multiples : humidité, salinité, présence d'insectes, l'instrument ne doit pas perturber la mesure etc. Plusieurs options ont été envisagées. La technique de mesure retenue est basée sur le calcul du temps de vol d'une onde à ultrasons. L'onde est émise périodiquement par un capteur situé au dessus du niveau maximal de l'eau. Au départ de l'onde, la base de temps est mise à zéro. L'onde se propage vers le bas en direction des interfaces air/eau à marée haute ou air/sédiment à marée basse. Après réflexion à l'interface, le sens de propagation est inversé et l'onde atteint à nouveau le capteur, la base de temps est alors stoppée. Connaissant la vitesse de propagation d'une onde à ultrasons dans l'air, il est alors possible de déterminer la distance entre le capteur et la surface de réflexion (Fig. 3).

Figure 3 : Mesure des niveaux eau/sédiment

La technique, largement utilisée pour la mesure du niveau des liquides, notamment dans les cuves, est éprouvée. Elle présente plusieurs avantages en termes de résolution et de coût, mais l'inconvénient d'être sensible aux variations de températures. Cet inconvénient peut cependant être atténué par différentes méthodes (sonde compensée en température, moyenne sur plusieurs mesures).

4.2.1 Localisation des instruments

La localisation de chaque instrument, ainsi que les paramètres mesurés, sont indiqués dans le Tableau1. Trois instruments sont situés à la limite *Avicennia*-Tanne, trois autres à la limite *Rhizophora-Avicennia*, un autre en front de mer et le dernier au niveau du ponton de KNS.

Identification	**Localisation**	**Paramètres mesurés**
1	limite *Avicennia*-Tanne (21° 00' 06.0"S - 164°42' 29.7"E)	Niveau eau/sédiment Pression atmosphérique
2	limite *Avicennia*-Tanne (20° 59' 56.6"S - 164°42' 26.9"E)	Niveau eau/sédiment T° de l'air – Humidité relative
3	limite *Rhizophora-Avicennia* (21° 00' 10.5"S - 164°42' 23.5"E)	Niveau eau/sédiment T° de l'eau
4	limite *Rhizophora-Avicennia* (20° 59' 56.9"S - 164°42' 24.1"E)	Niveau eau/sédiment Conductivité, T° de l'eau CSN (Photos/vidéos)*
5	limite *Avicennia*-Tanne (21° 00' 12.6"S - 164°42' 29.4"E)	Niveau eau/sédiment
6	limite *Rhizophora-Avicennia* (21° 00' 12.0"S - 164°42' 25.0"E)	Niveau eau/sédiment
7	front de mer (21° 00.167'S – 167°42.084'E)	Niveau eau/sédiment Conductivité, T° de l'eau
8	Ponton KNS	Niveau eau (référence)

Tableau 1 : Localisation des instruments et paramètres mesurés

** Remarque : 2 Caméras de Surveillance Numériques (CSN), l'un en mode photo et l'autre en mode vidéo, ont été installés, en fin de programme, à proximité de l'instrument n°4.*

La photo suivant montre la disposition des 8 instruments dans la mangrove :

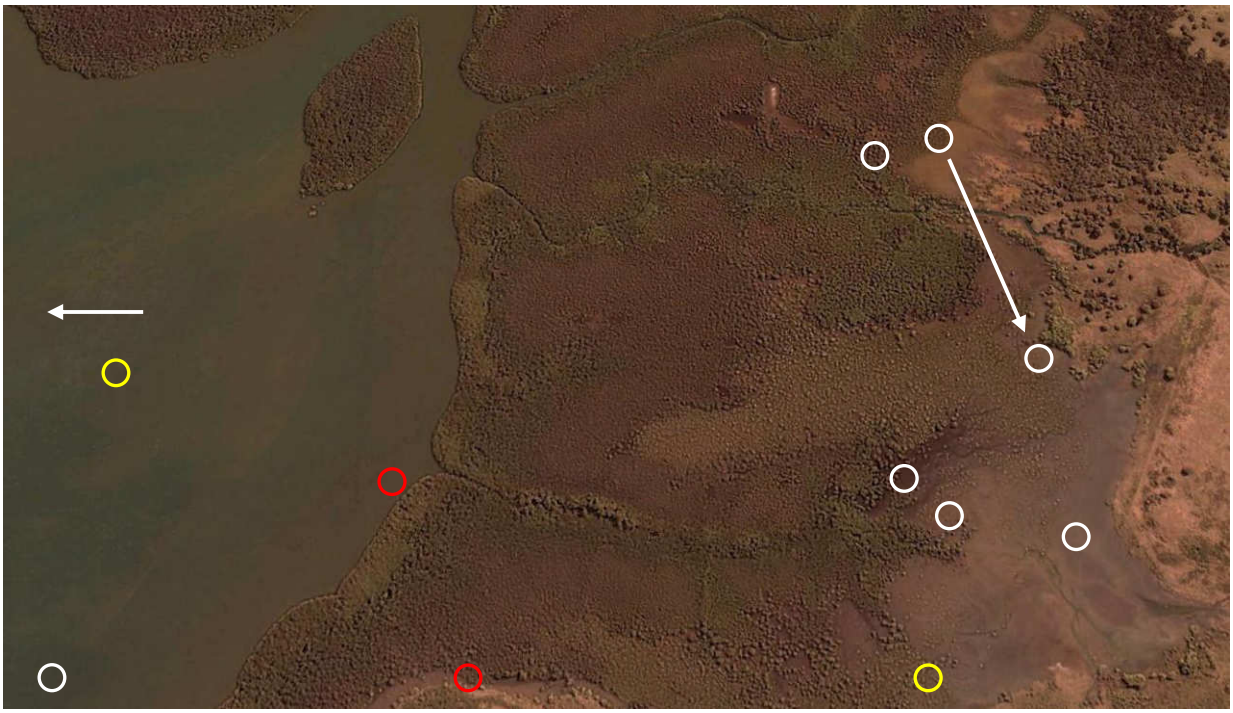


Figure 4 : Localisation des instruments dans la mangrove

4.2.2 Principales caractéristiques des instruments

Les principales caractéristiques des différentes sondes mises en œuvre sont regroupées dans le Tableau 2.

Paramètre	Unité	Plage	Résolution	Précision
Courant	mA	4-20 mA	4,93 µA	±0,1 mA
Température air	°C	-40 à +70 °C	0,02°C	0,2°C
Humidité air	%	0 à 100 %	0,1 %	±2,5%
Pression	mbar	660 – 1070 mbar	0,1 mbar	±3 mbar
Température eau	°C	-40 à +70 °C	0,02°C	0,2°C
Conductivité	µS/cm	5000-65000 µS/cm	2 µS/cm	50 µS/cm

Tableau 2 : Principales caractéristiques des sondes

Les références des différents équipements sont indiquées dans le Tableau 3.

Matériel	Fabricant	Référence	Nb
Sonde à ultrasons	Pepperl-Fuchs	UB2000-F42S-I-V15	8
Carte d'alimentation	Aire Electronique	/	8
Convertisseur A/N	Onset Computer	S-CIA-CM14	8
Centrale d'acquisition	Onset Computer	H22-002	8
Sonde de T°/H dans l'air	Onset Computer	S-THB-M002	1
Sonde de T° dans l'eau	Onset Computer	U22-001	1
Sonde de salinité	Onset Computer	U24-002	2
Capteur de pression	Onset Computer	S-BPA-CM10	1
Station USB	Onset Computer	U-DT-1	2
Station optique	Onset Computer	BASE-U-4	1
Logiciel HOBOWare	Onset Computer	BHW-PRO-CD	1
Support mangrove	AMC Sud	/	6
Support front de mer	AMC Sud	/	1
Support ponton	AMC Sud	/	1
Caméra de Surveillance	Bushnell	Trophy Cam	2

Tableau 3 : Références des équipements

Les stations optiques et USB permettent de récupérer les données enregistrées par les différentes centrales d'acquisition. Le système de mesures est composé de plusieurs sous-ensembles, les sondes, la centrale d'acquisition et le support. La configuration minimale intègre la sonde à ultrasons, un convertisseur analogique/numérique, une carte d'alimentation, une centrale d'acquisition et le support mécanique. D'autres capteurs peuvent être ajoutés, certains seront connectés à la centrale d'acquisition principale (sonde de température dans l'air, de pression), d'autres seront autonomes (sonde de température dans l'eau, salinité)

4.2.3 Module de mesure des hauteurs

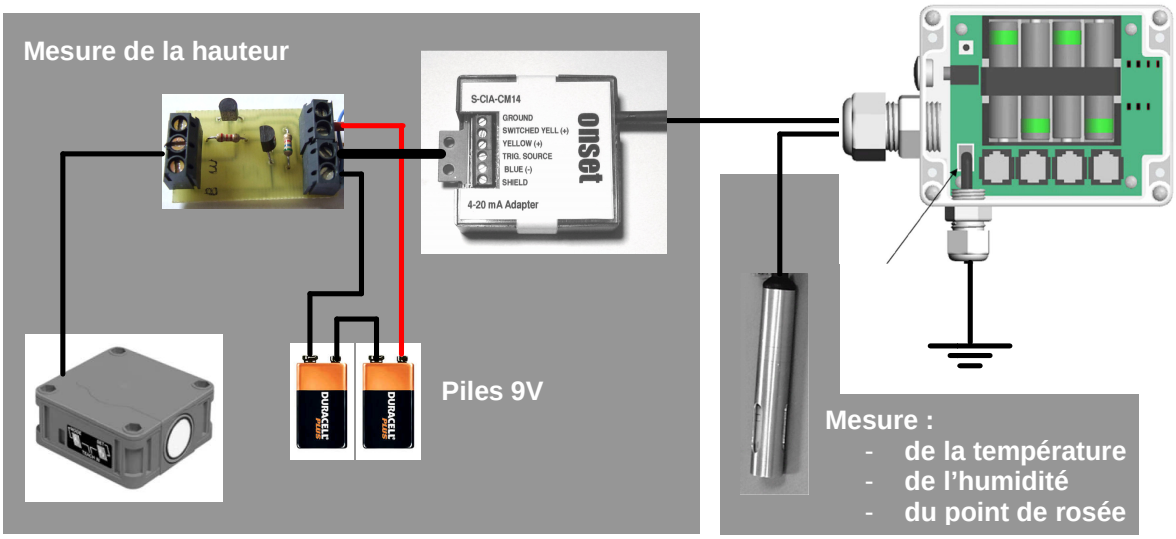


Figure 5 : Schéma de la chaîne de mesure principale

Les prochains sous-chapitres sont dédiés à la description de ces différents sous-ensembles.

4.2.3.1 Le capteur à ultrasons (sonde n° 961735)

Le capteur à ultrasons (Pepperl-Fuchs) fonctionne à la fréquence de 175 kHz. Il convertit le temps de vol de l'onde ultrasonore en un courant variant de 4 à 20 mA. La résolution, théorique, annoncée par le constructeur est de 0,7 mm, mais les variations de température et de pression auront une influence non négligeable sur l'erreur de mesure, en particulier pour les plus grandes distances. Une moyenne sur plusieurs points permettra cependant de réduire les erreurs.

Figure 6 : Capteur à ultrasons (modèle UB2000-F42S-I-V15)

4.2.3.1.1 Ouverture du lobe de rayonnement

Le faisceau présente un maximum dans l'axe de la sonde. Pour obtenir le maximum de puissance, il faudra donc placer la sonde de telle sorte que la surface à mesurer soit perpendiculaire au faisceau. Par ailleurs, le faisceau possède une ouverture à mi-hauteur de 20° environ. Il faudra donc s'assurer, lors de la réalisation du support, qu'aucun objet ne soit situé dans un cône de 20° d'ouverture, le sommet étant situé au niveau de la membrane de la sonde.

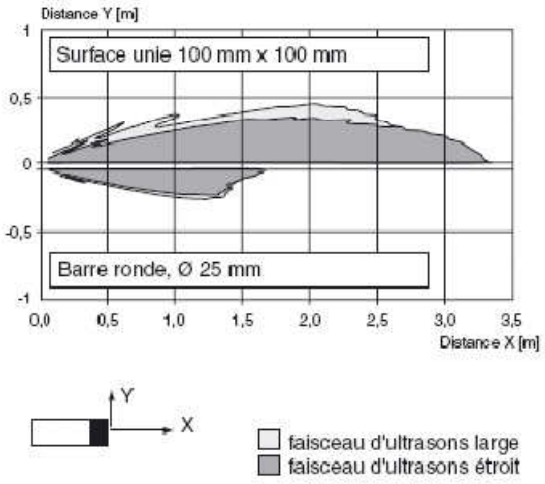


Figure 7 : Lobe de rayonnement de la sonde à ultrasons

Remarque : les sondes seront programmées sur un faisceau d'ouverture étroit.

4.2.3.1.2 Configuration de la sonde

La sonde peut être programmée afin de présenter un courant croissant ou décroissant avec la hauteur de mesure. Le choix s'est porté sur une courbe décroissante afin de limiter la consommation électrique. En effet, il est probable que le niveau d'eau dans la mangrove soit majoritairement bas, et inversement la hauteur à mesurer importante. Dans ce cas, il est préférable de choisir un courant faible pour une hauteur importante. La sonde est donc programmée en mode « falling edge ». Il est par ailleurs possible de fixer les niveaux extrêmes de mesurer (haut et bas) afin d'utiliser toute la plage de conversion. Les limites choisies sont indiquées sur la figure suivante :

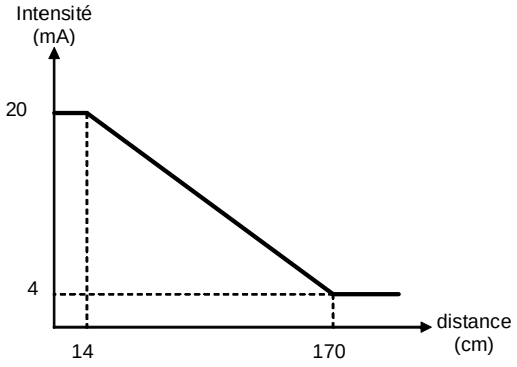


Figure 8 : Conversion Intensité - Distance

Chaque sonde pouvant présenter des caractéristiques électriques différentes, elles devront être calibrées séparément. La calibration consistera à relever l'intensité du courant I en fonction de la distance d et à déterminer les coefficients de la droite de régression I=f(d).

4.2.3.2 Carte d'alimentation de la sonde à ultrasons

L'alimentation de la sonde à ultrasons est assurée par une batterie de 2 piles à plots de 9V (format PP3 ou 6(L)F22) montées en série, ce qui représente un total de 18V. Cette alimentation secondaire est nécessaire car le convertisseur A/N ne peut commuter plus de 50 mA, or la sonde en consomme 60.

D'autre part, la sonde n'est alimentée que durant la mesure, soit typiquement 316 mS (300 pour la mise en service et 16 pour la mesure). La carte développée par l'entreprise Aire Electronique, basée sur Nouméa, utilise le trigger de la centrale pour commuter, via un transistor, l'alimentation de la batterie. Le schéma de principe de la carte ainsi que les chronogrammes des signaux sont présentés sur la figure suivante :

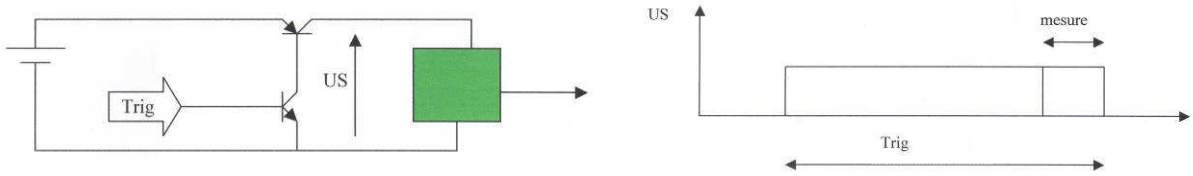


Figure 9 : Schéma de la carte d'alimentation

4.2.3.2.1 Calcul du pack batterie (2 piles plates de 9V)

La sonde à ultrasons consomme 60 mA pendant 316 ms, ce qui conduit à une consommation de 0,0053 mAh par mesure. La capacité des piles 9V carbon-zinc est typiquement 400 mAh, ce qui correspond à environ 76000 mesures. A titre comparatif, la capacité des piles alcaline est de 565 mAh et celle des piles lithium est d'environ 1200 mAh.

	Durée de vie des piles		
Pas	Carbon-zinc (×1)	Alcaline (×1,41)	Lithium (×3)
1 min	3 semaines	4 semaines	2 mois
2 min	6 semaines	8 semaines	4 mois
5 min	3,5 mois	5 mois	10 mois
10 min	7 mois	10 mois	>1,5 ans

Tableau 4 : Durée de vie des piles 9V

4.2.3.3 Le convertisseur 12 bit (4-20mA)

Le capteur à ultrasons UB2000 délivre, en fonction du temps de vol de l'onde sonore, un courant analogique compris entre 4 et 20 mA. L'adaptateur S-CIA-CM14 permet de convertir le signal analogique de la sonde en un signal numérique codé sur 12 bits, compatible avec la centrale d'acquisition. Il permet par ailleurs de n'alimenter la sonde à ultrasons qu'au moment de la mesure grâce à un trigger issu de la centrale.

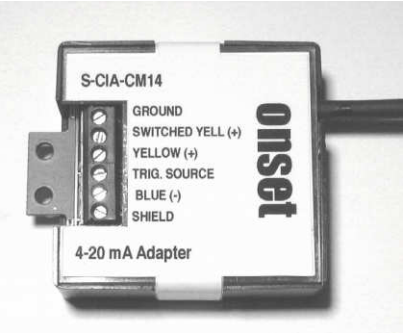


Figure 10 : Convertisseur A/N

4.2.3.4 La centrale d'acquisition

La centrale d'acquisition (HOBO Microstation Data Logger H21-002) permet de piloter jusqu'à 4 sondes et de stoker les résultats dans une mémoire flash de 512K. Elle permet également d'activer périodiquement les sondes selon un rythme défini au préalable grâce au logiciel de pilotage HOBOWare. Les données peuvent être moyennées et seul le résultat stocké afin de limiter l'encombrement de l'espace mémoire.

Les sondes sont connectées à la centrale d'acquisition grâce à un connecteur RJ11.

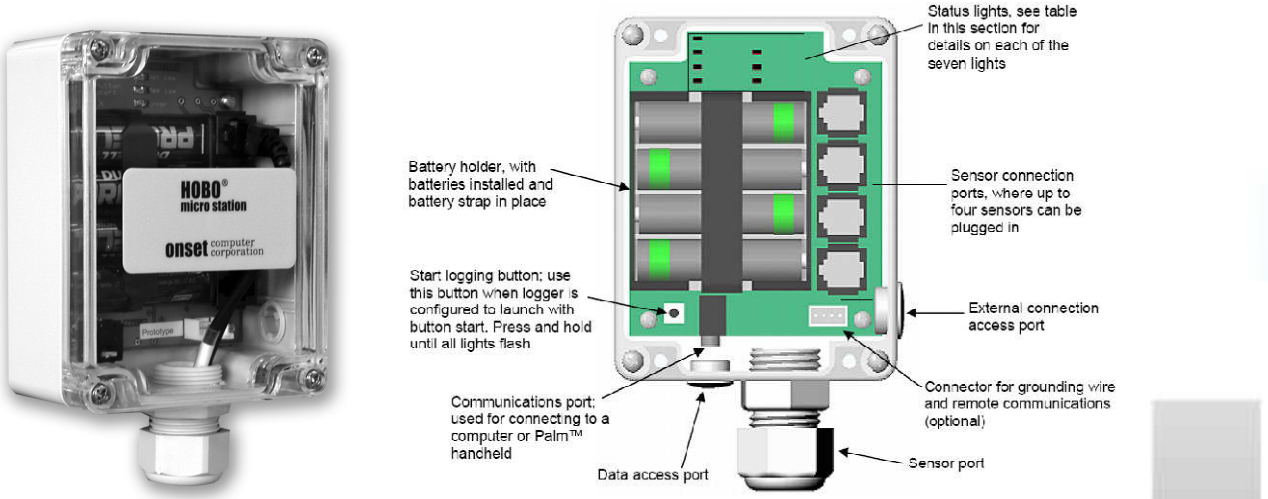


Figure 11 : Centrale d'acquisition

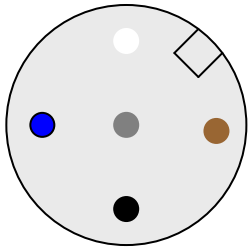
La centrale d'acquisition HOBO est alimentée par 4 piles bâtons de 1,5V (format AA ou (L)R06). L'autonomie annoncée par le fabricant est de l'ordre de 1 année lorsque la centrale est équipée de 4 sondes paramétrées pour une mesure toutes les minutes.

4.2.3.5 Câblage de la sonde à ultrasons

La sonde à ultrasons est reliée à la centrale d'acquisition via la carte d'alimentation et l'adaptateur d'entrée 4-20 mA. Le code couleur des fils de connections permettant de relier les différents modules est présenté ci-après :

Connectique de la sonde à ultrasons

	Couleur	Nom
1	Marron	+ U_B
2	Blanc	Sync (non connecté)
3	Bleu	Teach in
4	Noir	I_{out}
5	Gris	- U_B



Connectique de la carte d'alimentation

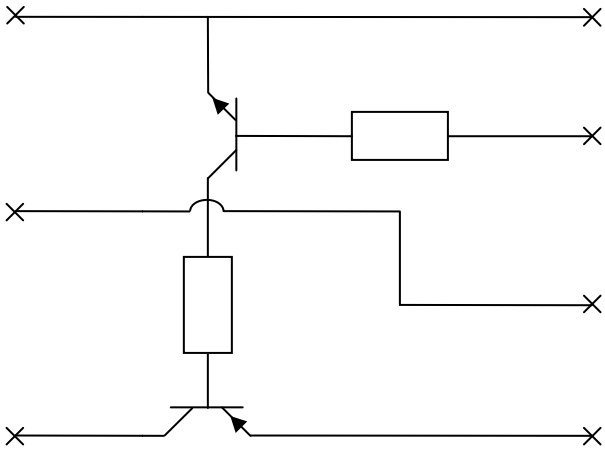
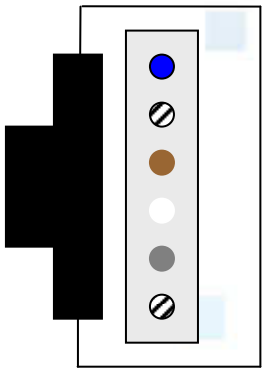


Figure 12 : Schéma électrique de la carte d'alimentation de la sonde à ultrasons

Connectique de l'adaptateur d'entrée 4-20 mA

	Couleur	Nom
1	Bleu	Ground
2	/	Switched Yell (+)
3	Marron	Yellow (+)
4	Blanc	Trig. source
5	Gris	Blue (-)
6	/	Shield



4.2.3.6 *Estimation des temps de remplissage des mémoires*

La sonde de température dans l'eau et les sondes de conductivité intègrent un enregistreur de données indépendant et possèdent leur propre source d'énergie.

Paramètre	Profondeur mémoire (nb mesures)	Pas d'échantillonnage	Durée mémoire	Durée de vie de la batterie
T° eau	42000	5 min	> 4 mois	6 ans
Conductivité	18500	10 min	> 4 mois	3 ans

Tableau 5 : Mémoire - Sonde de T° dans l'eau, sonde de salinité

Les autres sondes seront connectées à un enregistreur externe (Hobo H21-002). Les données mesurées par chacune des sondes seront stockées dans la mémoire de l'enregistreur qui totalise 512 ko.

Instrument	Paramètre	Nb bits	Nombre total de bits
1	Courant	12	24
	Pression	12	
2	Courant	12	34
	Température air	12	
	humidité	10	
6 autres	Courant	12	12

Tableau 6 : Nombre de bits mémoire en fonction des sondes

Le graphe ci-dessous, issu de la documentation technique de la centrale, relie la profondeur mémoire en jours en fonction du nombre total de bits et du pas d'échantillonnage temporel.

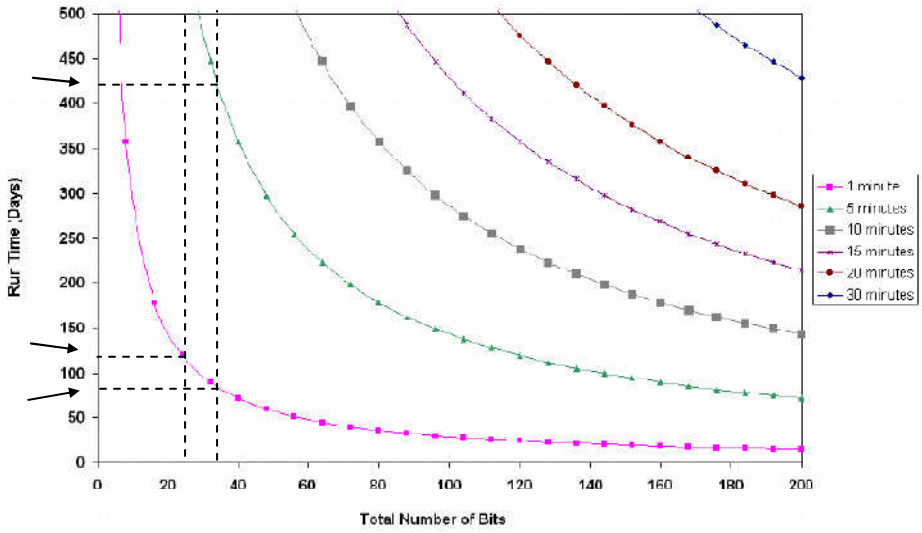


Figure 13 : Temps de remplissage de la mémoire de la station Hobo en fonction du nombre total de bits

Une mémoire de 512 ko correspond à 4096000 bits (512000×8 bits). Sachant que nous consommons au maximum 34 bits à chaque mesure sur le 3ème instrument, cela signifie que nous pouvons

effectuer jusqu'à 120470 mesures. Au-delà, la mémoire est pleine et les données suivantes ne sont pas enregistrées[1].

Périodicité de la mesure	Durée maximale (12 bits)	Durée maximale (24 bits)	Durée maximale (34 bits)
1 min	237 jours	118 jours	83 jours
2 min	> 1 an	236 jours	166 jours
5 min	> 3 ans	590 jours	415 jours

Tableau 7 : Durée maximale d'enregistrement

Le pas d'échantillonnage sera fixé à 2 min. Celui-ci est suffisamment court pour qu'une moyenne sur plusieurs points puisse être envisagée, sans pour autant risquer de saturer la mémoire (166 jours > 5 mois).

4.2.4 Calibration des sondes à ultrasons

La calibration est une opération qui permet de relier le courant fournit par la sonde à la hauteur réelle. Plusieurs mesures ont donc été effectuées entre 15 et 170 cm (plage limite) par pas de 20cm. La photo ci-dessous montre le bras mobile sur lequel est installée la sonde à ultrasons (module de droite).

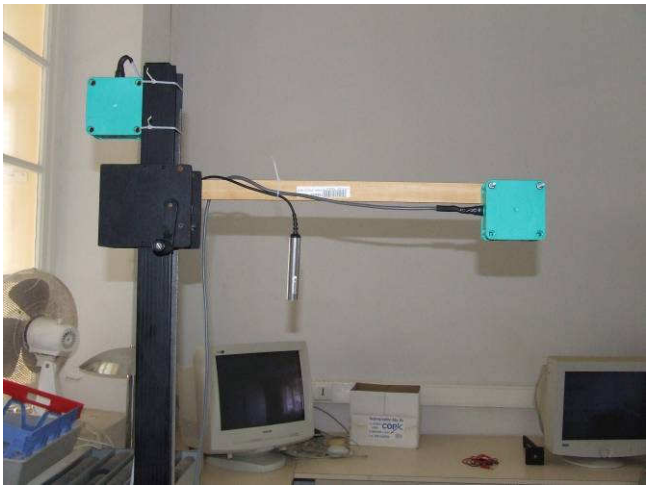
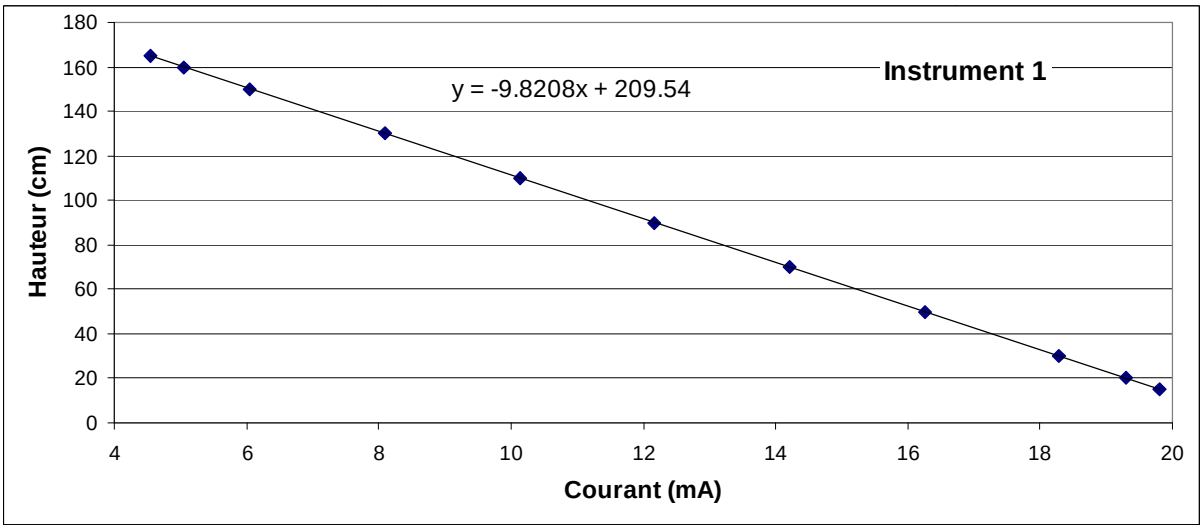


Figure 14 : Calibration des sondes à ultrasons

La calibration est effectuée en laboratoire. Les courbes de calibration des instruments 1 et 8 sont présentées sur les figures ci-dessous :

[1] Selon la configuration choisie, il est possible de stopper l'enregistrement lorsque la mémoire est pleine ou de revenir en début de mémoire (effacement des premières données)



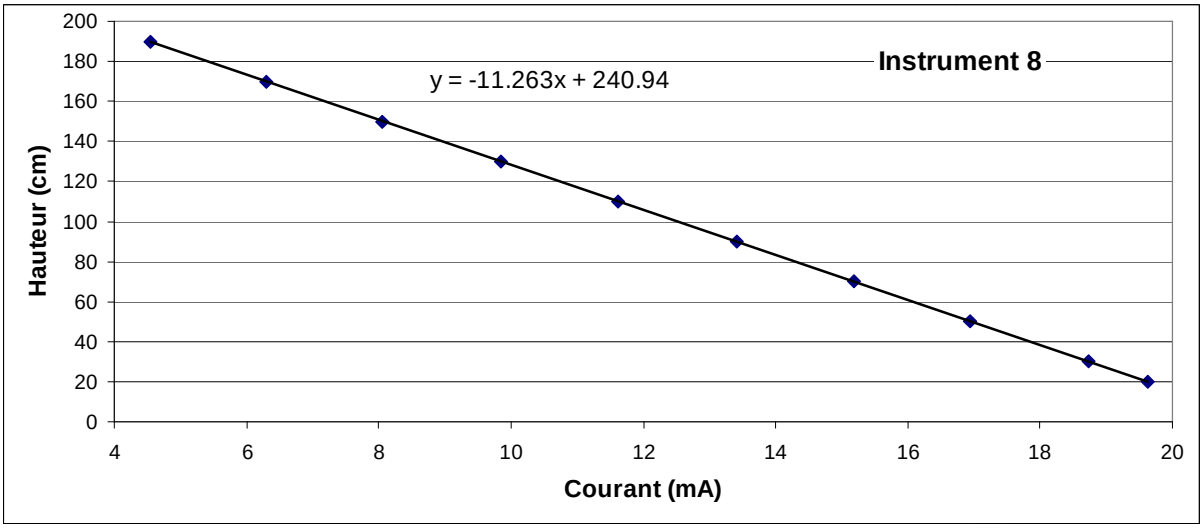


Figure 15 : Courbes de calibration des sondes n°1 et 8

La relation entre les 2 paramètres est clairement linéaire. Pour l'instrument 1, la relation de calibration de la chaîne de mesure est donc la suivante :

$$H = -9{,}8208 \times I + 209{,}54$$

où H est la hauteur en cm et I l'intensité du courant en mA.

D'autre part, la valeur absolue du coefficient directeur de la droite de calibration est de 10,174. Sachant que le pas de quantification du courant est de 0,0049 mA, nous pouvons en déduire que le pas de quantification de la hauteur est d'environ 0.05cm, soit 0.5mm. Cette valeur est inférieure à l'erreur induite par les variations de température.

N° instrument	Plage de mesure	Relation
1	15-165 cm	H = -9,9208×I + 209,54
2	15-165 cm	H = -9,8008×I + 209,50
3	15-165 cm	H = -9,7964×I + 209,13
4	15-165 cm	H = -9,8369×I + 210,20
5	15-165 cm	H = -9,8299×I + 209,98
6	15-165 cm	H = -9,8044×I + 209,35
7	20-170 cm	H = -10,511×I + 226,36
8	20-190 cm	H = -11,263×I + 240,94

Tableau 8 : Relations de calibration des différentes sondes à ultrasons

4.2.5 Caméras de surveillance numérique

Deux Caméras de Surveillance Numérique (CSN), de marque Bushnell - Trophy Cam, ont été installées en fin de programme. Ces caméras peuvent être configurées en mode photo ou vidéo. Dans les deux cas, le déclenchement de la prise de vue est programmable. En mode vidéo, la durée d'une séquence est également ajustable.

Le montage de photos successives permet de visualiser le battement de la marée sous le niveaumètre tandis que les séquences vidéo permettent d'observer le sens du courant, et à terme de déterminer la vitesse du courant en surface.

Figure 16 : Photos de la Caméra de Surveillance Numérique

4.3 Les supports d'instruments

4.3.1 Les supports installés dans la mangrove

Le support mécanique est une pièce maîtresse du système de mesure. Il doit être stable et ne pas perturber le dépôt naturel des sédiments. Le support est réalisé en inox pour éviter, ou du moins limiter, la corrosion due à l'eau de mer. Il est constitué d'un trépied dont chacune des 3 tiges est démontable en 2 parties. La partie inférieure, d'une longueur de 2 mètres, est enfouie dans le sédiment, l'idée étant d'aller chercher un sol dur. La partie supérieure, de même longueur, est aérienne. La sonde et la centrale d'acquisition seront installées au sommet du trépied dans un capot protecteur amovible, à une hauteur variable selon la position du système dans la mangrove. L'ouverture du trépied est suffisante pour ne pas gêner la propagation de l'onde sonore tout en assurant la stabilité de l'ensemble. Une prise « Jack », connectée à la centrale d'acquisition, est disponible sous le socle. Elle permet de relever les données sans qu'il soit nécessaire d'ouvrir le capot.

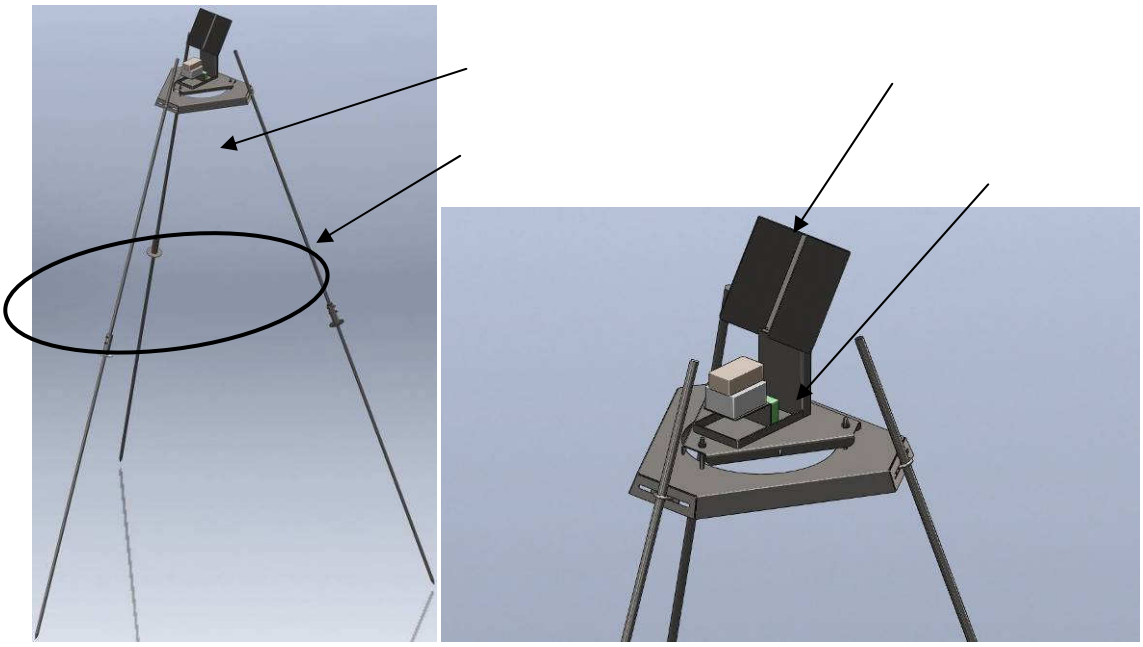


Figure 17 : Vue en perspective du support "Mangrove"

Afin de faciliter le positionnement des tiges et leurs orientations, un gabarit de montage a été réalisé. Des tubes coulissants, ajustable sur trois positions, permettent de régler la hauteur de la sonde à ultrasons. Trois hauteurs sont possibles : 70, 130 et 170 cm.

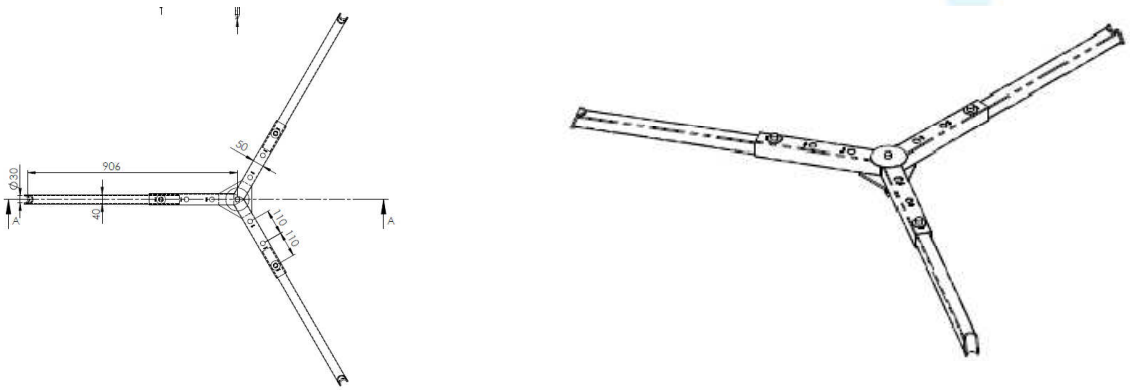


Figure 18 : Schémas du gabarit de montage

4.3.2 Le support installé en front de mer

Trois trépieds, identiques à ceux installés en mangrove, ont été mis en place en front de mer, à marée basse, fin 2011. L'opération s'est avérée délicate et difficile et cette option a finalement due être abandonnée. Une seconde structure a donc été imaginée pour faciliter l'installation et la récupération des données à marée haute. Le schéma de l'ensemble est présenté en Figure 19. Les modules électroniques sont installés dans un coffret étanche au jet d'eau (IP55).

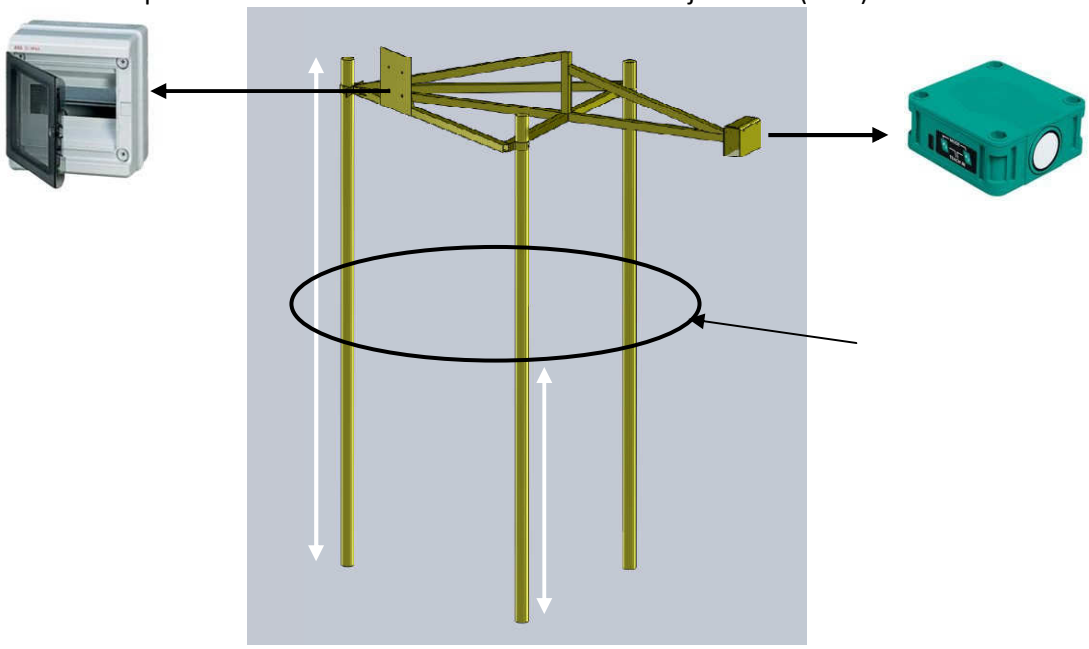


Figure 19 : Vue en perspective du support "Front de mer"

4.3.3 Le support installé sur le ponton de KNS

Le schéma de la structure installée sur le ponton du port en eau profonde de KNS est présenté en Figure 20. Aucune modification du ponton n'étant envisageable, le support est maintenu en 3 points sur une poutre en H, à l'aide mâchoires (crapauds).

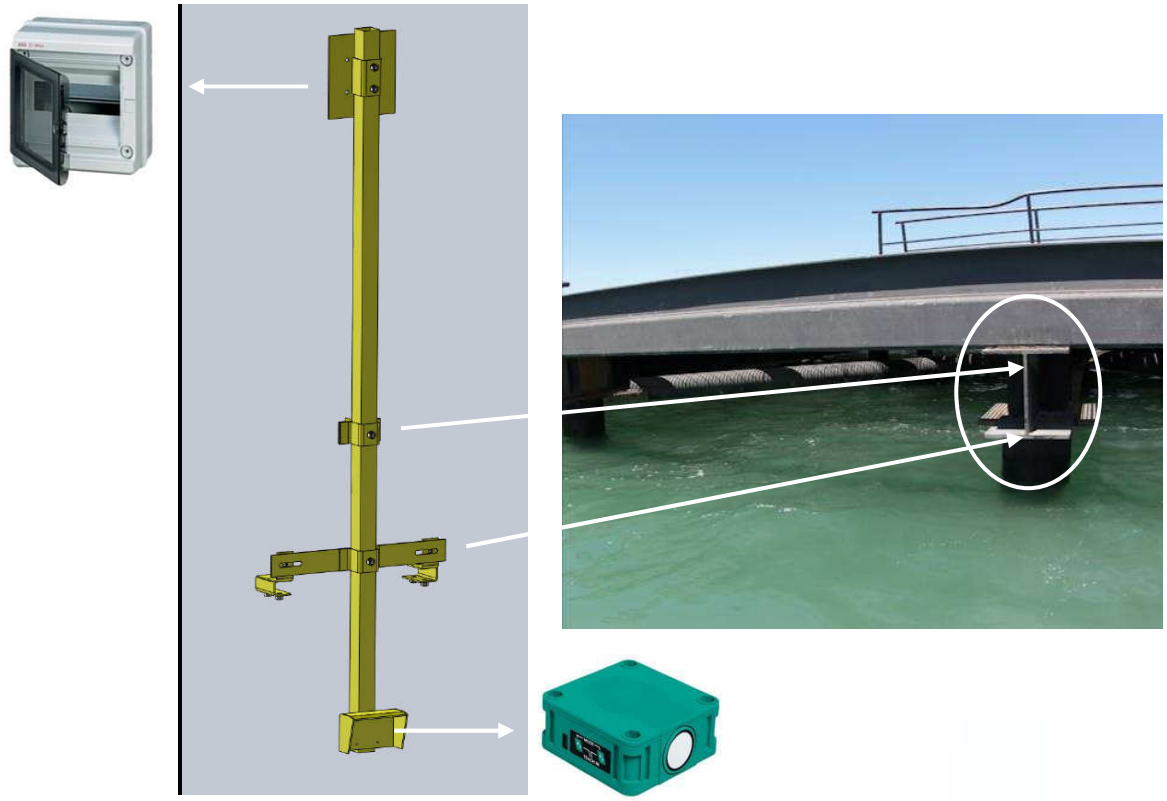


Figure 20 : Vue en perspective du support "Ponton"

Les mesures enregistrées par cette sonde sont recalées par rapport au zéro hydrographique.

4.4 Mise en place des instruments sur site

Les trois premiers instruments ont été installés sur site en avril 2011, dans la mangrove. Ils ont permis, dans un premier temps, de valider le principe de la mesure. Six autres ont ensuite été mis en place en novembre 2011, dont trois en front de mer. Ces derniers ont du être retirés en janvier 2012, les modules électronique et sondes ayant été installés trop bas. Une seconde structure, plus adaptée à la mesure en front de mer, a donc été développée et mise en place en octobre 2012, en même temps que la structure sur ponton.

La chronologie des opérations d'installation, de maintenance et de relever des données est présentée dans le Tableau 10.

Date	Opérations effectuées
05-06 avril 2011	Installation des supports et modules 1-2-3 Installation de la sonde de T° dans l'eau, au pied du support n°3
20 mai 2011	**Rélevé1** des données, modules 2 et 3
10-11 novembre 2011	**Rélevé2** des données, modules 1-2-3, sonde de T° dans l'eau Installation des supports 4-5-6-7-8-9 Installation de 3 sondes de salinité
11-12 janvier 2012	**Rélevé3** des données, modules 1 à 6, sonde de T° dans l'eau, sonde de salinité 1-2-3 Récupération des modules 7-8-9 + sonde de salinité (front de mer)
25-26 juin 2012	**Rélevé4** des données (instruments de 1 à 6), sonde de salinité 2, sonde T° dans l'eau Module n°2 : récupération suite à l'installation d'insectes Module n°3 : changement sur site de la carte d'alimentation 18V Récupération de la sonde de salinité n°1 (HS)
02-03 aout 2012	**Rélevé5** des données 1-3-4-5-6, sonde de salinité 2, sonde T° dans l'eau Module n°2 : Remise en place, après changement du convertisseur 4-20 mA Module n°3 : problème d'alimentation persistant, récupération du module Module n°5 : changement de l'enregistreur et remise en place Déplacement de la sonde de salinité n°2 du support 1 au 4 Abaissement des 6 modules de mesure de hauteur
24 septembre 2012	**Rélevé6** des données des modules 1-2-4-5-6 Remise en place du module n°3 Installation, près du support n°3, du premier APN en mode photo
29-30 octobre 2012	Installation support front de mer (instrument n°7) Installation support ponton (instrument n°8) Installation, près du support n°3, du second APN en mode vidéo
28-29 novembre 2012	**Rélevé7** de l'ensemble des données

Tableau 9 : Chronologie des opérations

La photo suivante montre l'installation des tiges inférieures à l'aide du gabarit de montage. En bordure de tanne, i.e. pour les instruments 1 et 3, il n'a pas été possible d'enfoncer complètement les tiges, une zone dure ou en tout cas compacte ayant été atteinte. Cette situation assure la stabilité du support, au moins sur l'axe vertical. Pour l'instrument 2, les tiges sont d'avantage enfoncé dans le sédiment, mais là aussi une zone dure a été atteinte.

Figure 21 : Mise en place du gabarit de montage sur site

Instrument 1 : L'instrument 1 est installé en bord de tanne. Il permet la mesure des niveaux et de la pression atmosphérique.

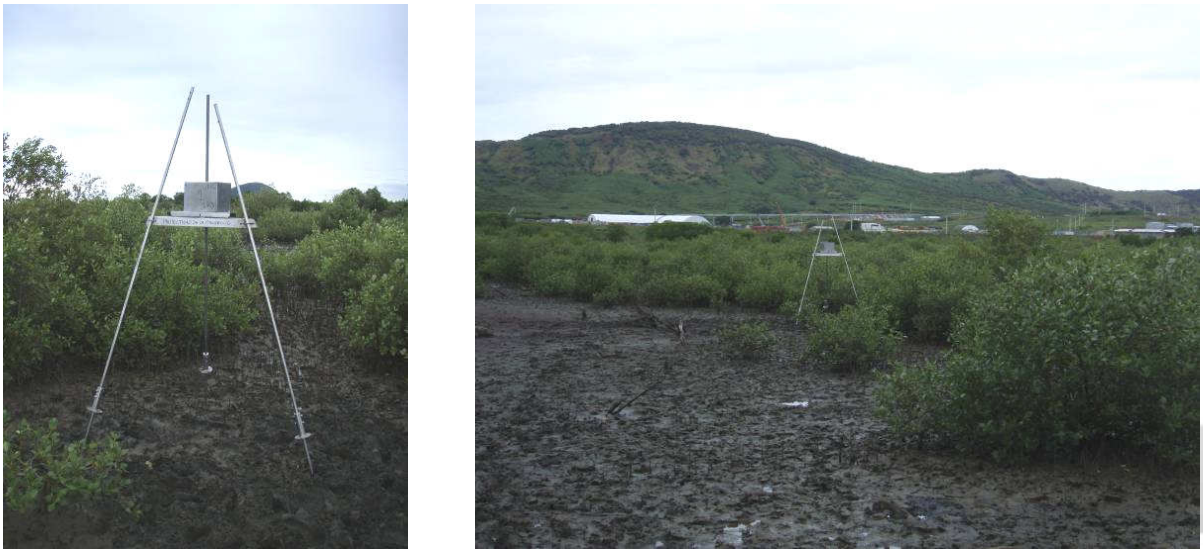


Figure 22 : Photos de l'instrument 1

Instrument 2 : L'instrument 2 est également installé en bord de tanne. Il permet la mesure des niveaux, de la température de l'air et de l'humidité relative.

Figure 23 : Photos de l'instrument 2

Instrument 3 : L'instrument 3 est installé à la limite *Rhizophora-Avicennia*. Il permet la mesure des niveaux et de la température de l'eau.

Figure 24 : Photos de l'instrument 3

Figure 25 : Photos de la sonde de mesure de la température de l'eau

La sonde mesure la température de l'eau lorsque la distance sonde - surface de l'eau est inférieure à 70cm.

Instrument 4 : L'instrument 4 est installé à la limite *Rhizophora-Avicennia*. Il permet la mesure des niveaux et de la conductivité. Deux caméras de surveillance ont également été installées à proximité du support. La première, configurée en mode photo avec un pas de déclenchement de 5 min, fait face au support. La seconde, configurée en mode vidéo (durée 20s), fait face au sédiment.

Figure 26 : Photos de l'instrument 4

Figure 27 : Photos de la sonde de salinité et des caméras

La figure 27 montre 3 photos successives, prises à 5 min d'intervalle, de l'instrument n°4 à marée montante.

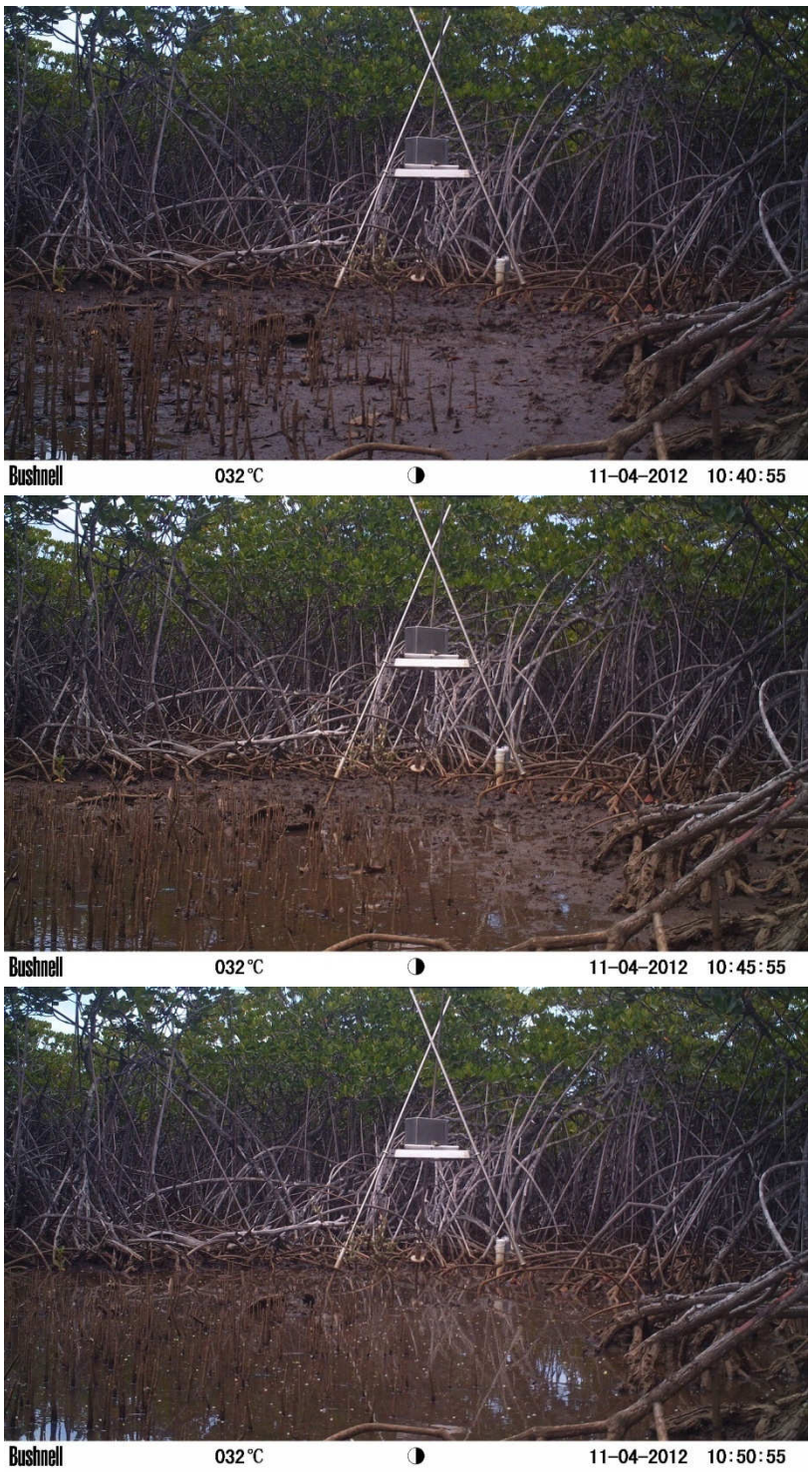


Figure 28 : Prises de vue successives de l'instrument n°4

Instrument 5 : L'instrument 5 est installé en bord de tanne. Il permet la mesure des niveaux.

Figure 29 : Photos de l'instrument 5

Instrument 6 : L'instrument 6 est installé à la limite *Rhizophora-Avicennia*. Il permet la mesure des niveaux.

Figure 30 : Photos de l'instrument 6

Instrument 7 : L'instrument 7 est installé en front de mer. Il permet la mesurer des niveaux et de la salinité.

Figure 31 : Photos de l'instrument 7 et de la sonde de salinité

Instrument 8 : L'instrument 8 est installé sur le ponton de KNS. Il permet la mesure du niveau de la marée et sert de référence.

Figure 32 : Photos de l'instrument 8

Remarque : les hauteurs d'eau mesurées dans la mangrove étant relativement faibles, les sondes des instruments de 1 à 6 ont été rabaissées en aout 2012. Cela permet d'améliorer la précision des mesures et de limiter le nombre de mesures erronées. Les distances approximatives entre les sondes à ultrasons et le sédiment sont indiquées dans le Tableau 10.

N° Instrument	1	2	3	4	5	6	7
Hauteur (cm)	97	98	94	97	84	89	>170

Tableau 10 : Hauteurs des sondes par rapport au sédiment

4.5 Analyse des Résultats

4.5.1 Pourcentage de données erronées (Hauteur)

La mesure de la hauteur de l'eau ou du sédiment est basée sur le principe de la réflexion d'une onde ultrasonore aux interfaces. Lorsque celle-ci n'est pas plane ou encore en raison de la végétation ou de la présence d'animaux sous l'instrument, certaine données peuvent être erronées. Dans ce cas, las sonde à ultrasons fournit un courant inférieur à 4 mA.

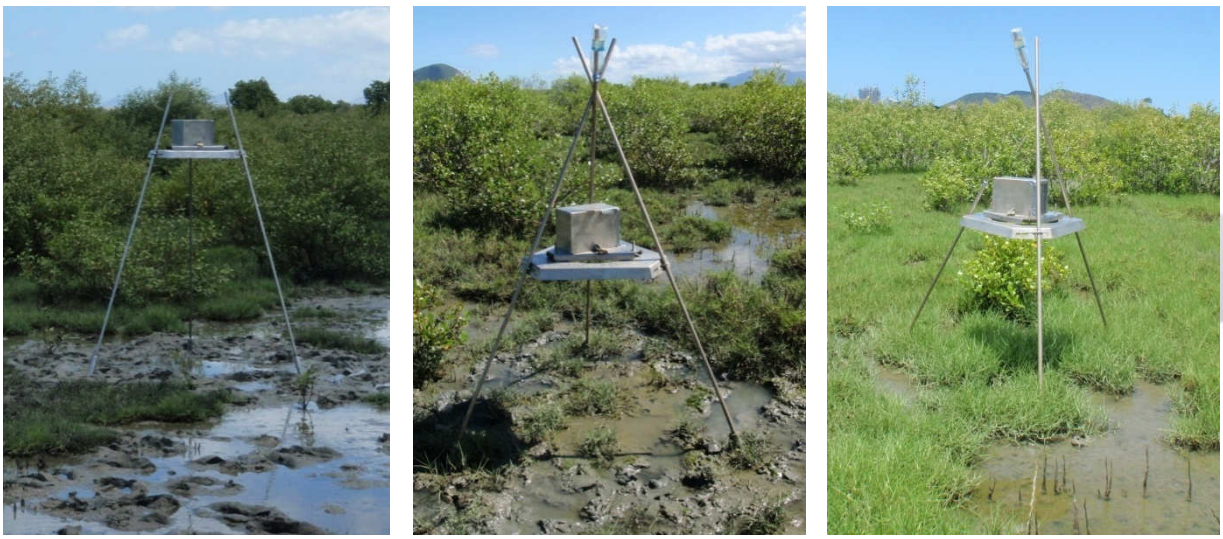
Les pertes de données, sur la période allant du 30-10-2012 à 09h00 au 28-11-2012 à 16h48, sont indiquées dans le tableau 11.

N° Instrument	1	2	3	4	5	6	7	8
Pertes (%)	8,16	4,61	3,91	3,43	68,03	14,69	9,63	6,36

Tableau 11 : % de perte

Les pertes peuvent être plus ou moins importantes selon l'instrument. S'agissant de l'instrument n°5, le taux d'erreur atteint 68% alors qu'il n'était que de 6,8% sur les 2 mois précédents. Cette différence s'explique par la présence d'une couche herbeuse importante en fin de période.

La Figure 33 montre l'évolution de la couche herbeuse entre la date d'installation de l'instrument et la date du dernier relevé. Un peu plus d'un an sépare la photo de gauche de celle de droite. Alors qu'en 2011 le sédiment était à nu sous l'instrument, le couvert végétal a colonisé toute la zone en l'espace en quelques semaines fin 2012. Ces conditions ne permettent plus de mesurer correctement les niveaux, l'instrument devra être déplacé.



Le 09/11/2011 Le 03/08/2012 Le 30/11/2012

Figure 33 : Evolution de la couche herbeuse

Afin d'obtenir des résultats exploitables, les données erronées doivent être isolées et supprimées. Les données manquantes sont ensuite estimées par une méthode d'interpolation linéaire (fonction Interp1 de Matlab®). En dernier lieu, une moyenne glissante sur ±5 échantillons est appliquée. Cette opération permet de filtrer les données et de limiter le bruit.

4.5.2 Calage du niveau moyen sur les données du SHOM

Afin de caler les instruments en altitude sur le zéro hydrographique, les hauteurs de la marée ont été calculées au pas d'une demi-heure avec le logiciel SHOMAR. La station la plus proche du site de Vavouto est située à Foué, à environ 20 km.

La valeur moyenne du SHOM sur la période du 30-10-2012 à 09h00 au 28-11-2012 à 16h48 est de 100,68 cm. Sur cette même période, la marée la plus haute est de 170 cm.

Les données extraites de l'enregistreur situé sur le ponton correspondent à des courants (mA). Grâce aux courbes de calibration déterminées au laboratoire, ces valeurs sont converties en distance. La courbe obtenue est ensuite recalée sur la valeur moyenne du SHOM.

La figure 33 montre la superposition des 2 marégrammes obtenus. En rouge, le marégramme de Foué (SHOM) et en bleu, celui de Vavouto (ponton). Les 2 courbes se superposent correctement, les différences peuvent s'expliquer par la distance séparant les sites.

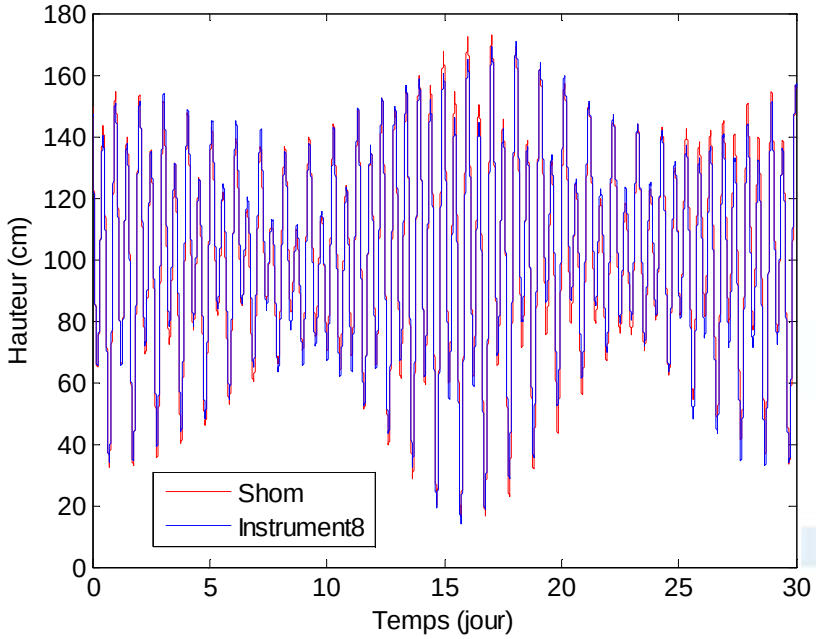


Figure 34 : Comparatif entre les données du SHOM et l'instrument 8

Pour les autres instruments, il n'est plus possible de recaler directement les mesures de hauteur sur la moyenne du SHOM. En effet, le sédiment a pour effet de seuiller les niveaux de la marée. Le calage s'effectue sur le niveau le plus haut mesuré au niveau du ponton (instrument 8).

La Figure 35 montre les hauteurs d'eau au niveau de l'instrument 7 (front de mer). Le seuillage observé n'est pas du à la présence du sédiment mais à la saturation en courant. Cela signifie que la distance actuelle séparant la sonde du sédiment est trop importante et qu'il conviendra donc de la descendre.

La sonde est située à environ 70 cm au dessus du niveau le plus haut de la marée. D'après la Figure 34, le seuil limite de mesure est atteint lorsque le niveau de la marée est de 60 cm, ce qui laisse, dans le pire des cas, une marge de 10 cm.

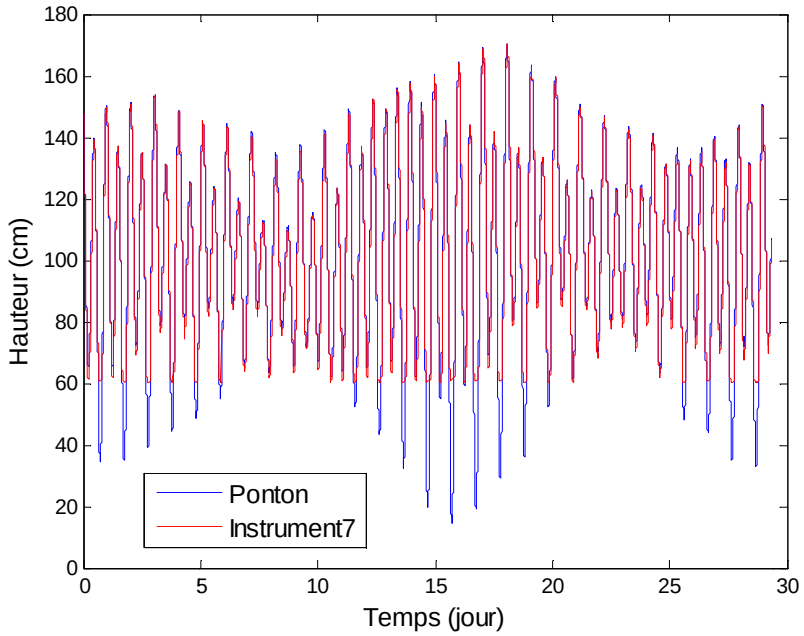


Figure 35 : marégramme seuillé - Instrument 7

Les figures suivantes présentent les résultats obtenus dans la mangrove. L'effet de seuillage du au sédiment est visible sur chaque figure. A partir de ces courbes, il est possible de déterminer les taux d'inondation et de suivre l'évolution du sédiment dans le temps.

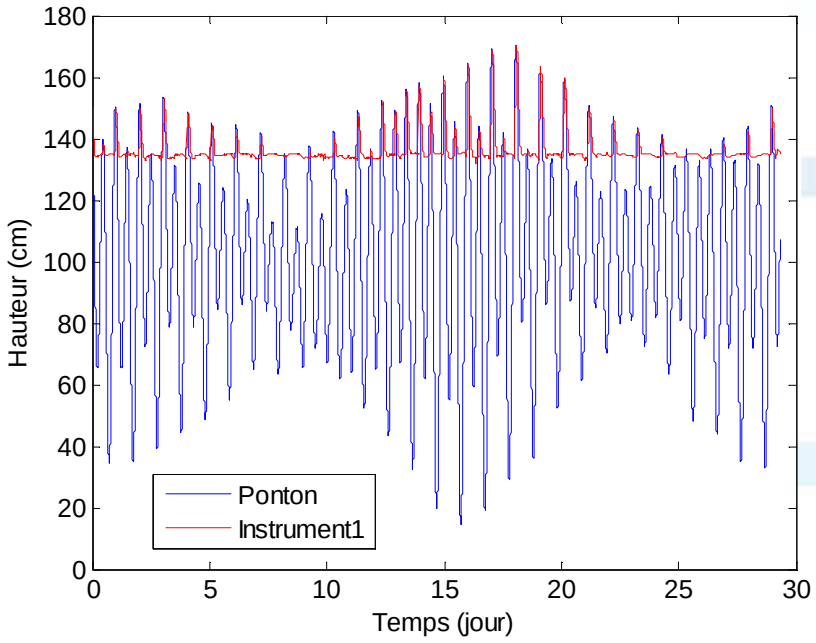


Figure 36 : marégramme seuillé- Instrument 1

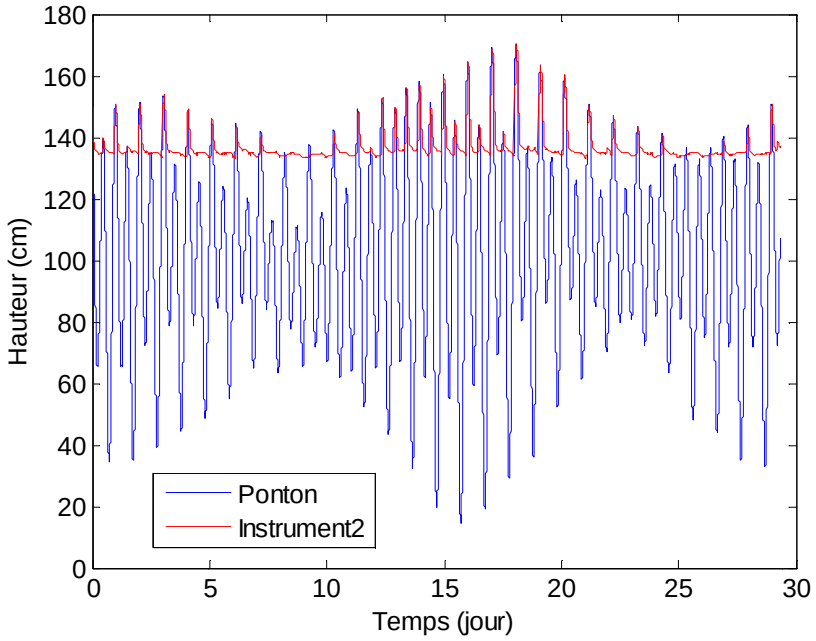


Figure 37 : marégramme seuillé - Instrument 2

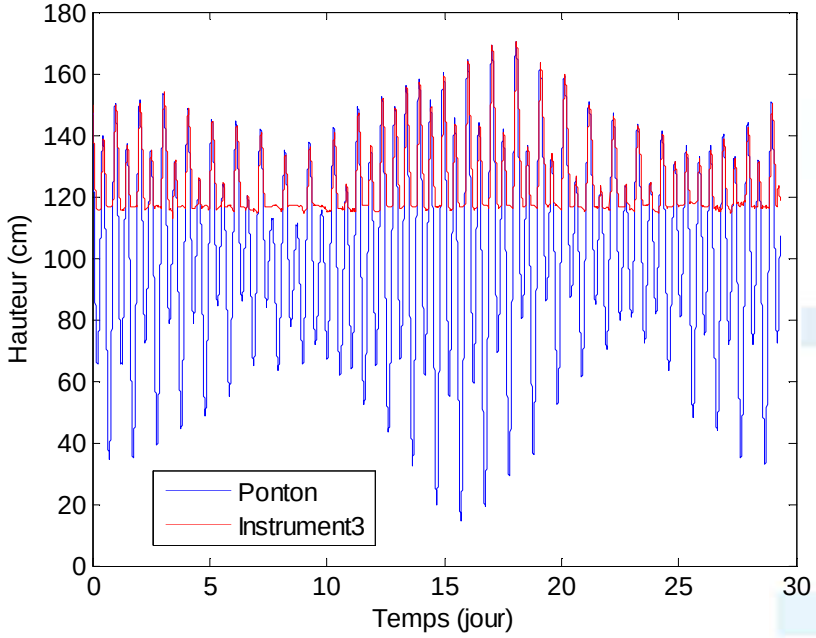


Figure 38 : marégramme seuillé - Instrument 3

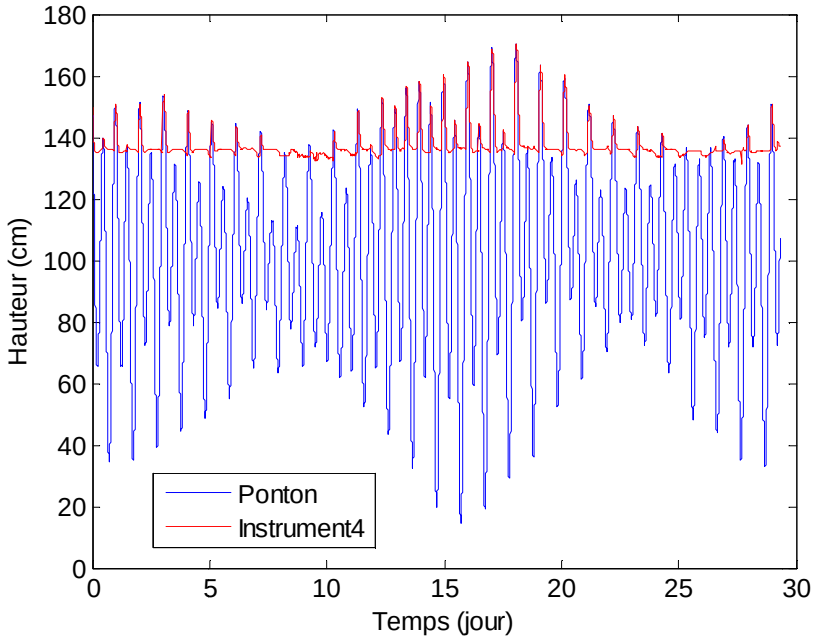


Figure 39 : marégramme seuillé - Instrument 4

En raison du couvert végétal sous l'instrument5, les résultats obtenus ne sont pas exploitables, en dehors de quelques périodes de forte marée (>1,55 m environ). Cet instrument sera déplacé dans une zone plus représentative.

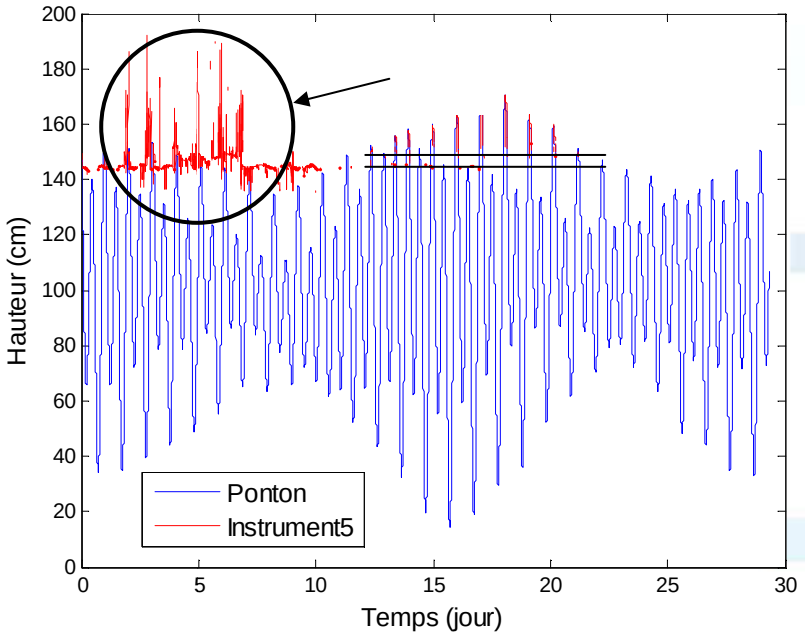


Figure 40 : marégramme seuillé - Instrument 5

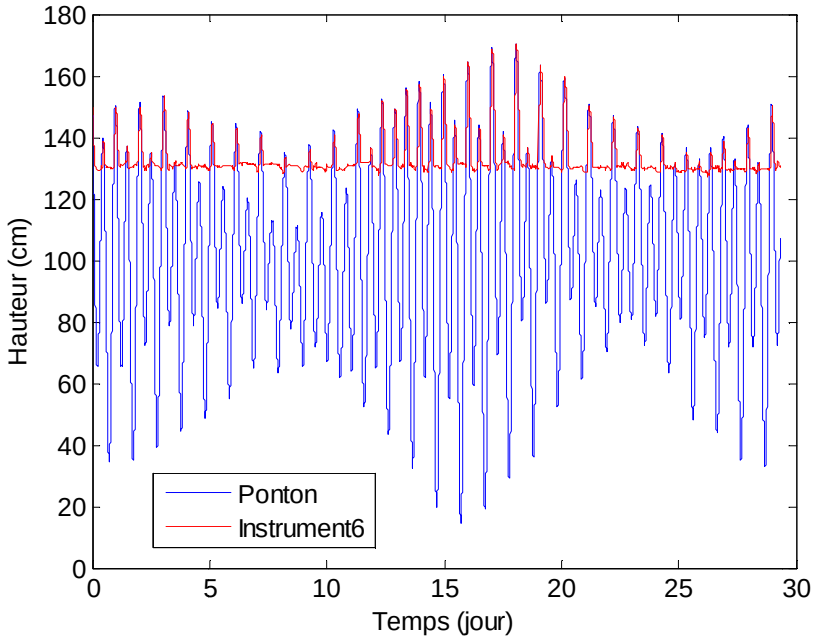


Figure 41 : marégramme seuillé - Instrument 6

Les altitudes des niveaux sédimentaires, par rapport au zéro hydrographique, sont indiquées dans le Tableau 12.

N° Instrument	1	2	3	4	5	6	7
Niveau (cm)	134	134,5	116	135,5	144	130,5	<60

Tableau 12 : Altitude du niveau sédimentaire

4.5.3 Exemple de mesures sur une période de 3 mois

La sonde de référence (ponton), n'ayant été installée que fin octobre 2012, les résultats présentés au paragraphe précédent ne couvrent qu'une période d'un mois. Les données acquises après le réglage en altitude des différentes sondes (début aout 2012, Tableau 9) sont néanmoins exploitables (Instrument 1-2-4-5-6). La période concernée va du 02-08-2012 au 28-11-2012, soit environ trois mois.

Les Figures 42, 43 et 44 présentent les résultats obtenus pour les instruments 1, 4 et 5. Pour ce dernier, l'effet du couvert végétal est nettement visible.

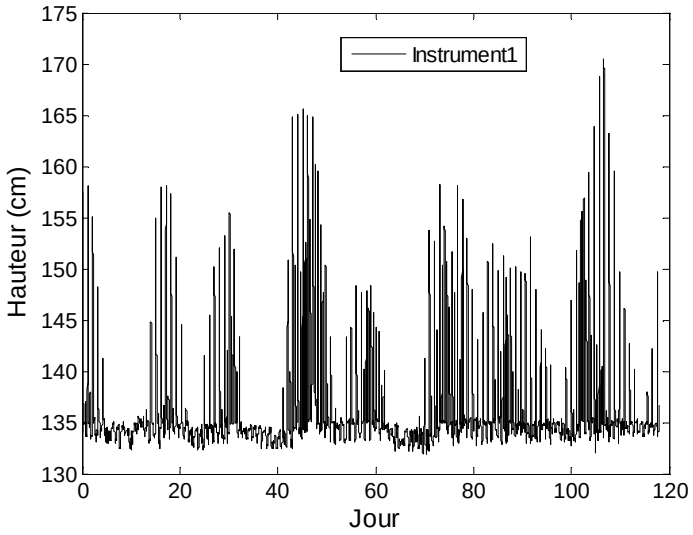


Figure 42 : marégramme sur 3 mois - Instrument 1

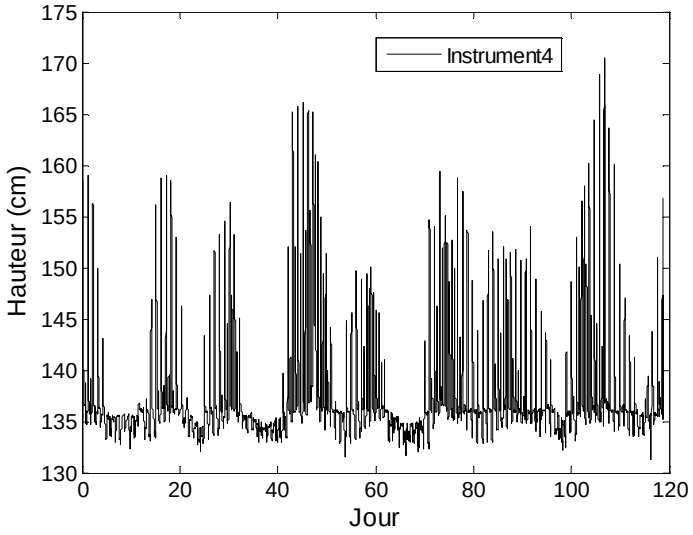


Figure 43 : marégramme sur 3 mois - Instrument 4

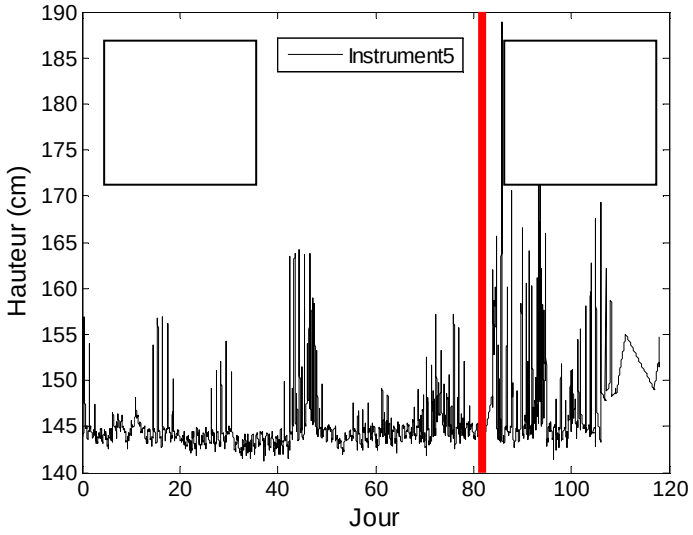


Figure 44 : marégramme sur 3 mois - Instrument 5

4.5.4 Taux d'inondation

Le taux d'inondation, en un lieu donné de la mangrove, correspond au pourcentage de temps pendant lequel le sédiment est recouvert par de l'eau. Il peut se calculer à partir d'une certaine hauteur d'eau au dessus du sédiment, idéalement dès lors que de l'eau est présente. Mais le fond sédimentaire est difficile à localiser précisément étant donné que des flaques d'eau peuvent subsister sous l'instrument après le retrait de la marée. Afin d'éviter un choix subjectif et une valeur finalement différente d'un instrument à l'autre, une méthode automatique a été mise en œuvre. Elle consiste à déterminer, dans un premier temps, le taux d'inondation à différentes distances du niveau le plus élevé de la marée (170,4359 cm). Le pas est fixé à 1 cm. Le taux d'inondation varie entre 0 (hauteur maximale de la marée) et 100 (sédiment atteint).
La Figure 45 montre la courbe obtenue. Elle présente un point d'inflexion caractéristique à partir duquel le taux d'inondation augmente très vite.

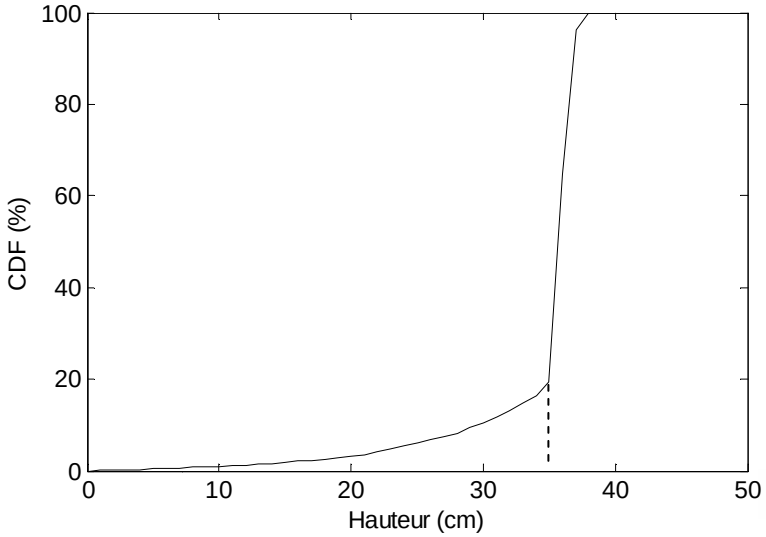


Figure 45 : Courbe du taux d'inondation – Instrument1

En dérivant la courbe précédente, on obtient la figure suivante :

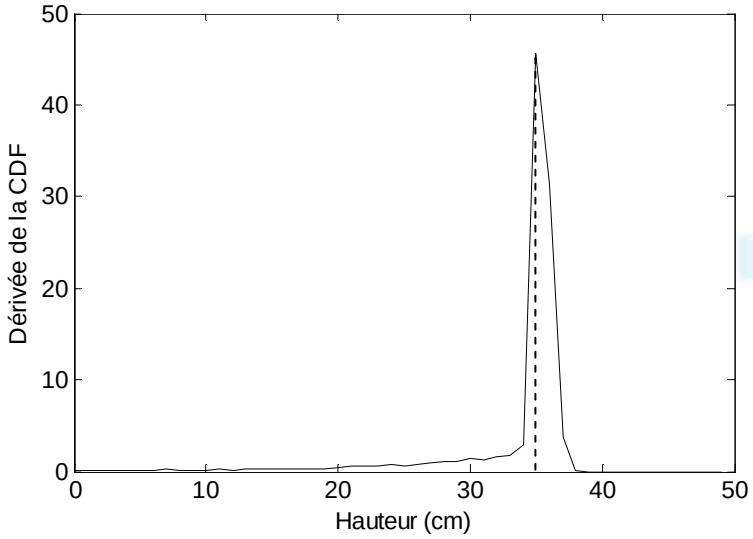


Figure 46 : Dérivée de la courbe d'inondation

L'abscisse de la valeur maximale correspond à la distance recherchée, 35 cm ici. Afin de s'assurer que le seuil soit légèrement au dessus du sédiment, une marge de 1cm est prise. Cette valeur permet de déterminer une altitude (170,4359-34=136,4359 cm) et le taux d'inondation correspondant.

Les résultats obtenus pour chaque instrument sont regroupés dans le tableau 13.

N° instrument	1	2	3	4	5	6
Seuil (cm)	136,44	136,44	118,44	137,44	/	131,44
Taux (%)	16,40	22,82	43,35	17,87	/	31,87

Tableau 13 : Taux d'inondation

4.5.5 Niveau du sédiment

L'un des objectifs affichés de ce programme est le suivi dans le temps de la couche sédimentaire. Les Figures 47 et 48 montrent, sur quelques jours, un zoom de la zone correspondant au sédiment (instruments 1 et 3). Plusieurs phénomènes, non systématiques et qui rendent l'analyse automatique difficile à mener, sont à noter. Sur la figure 47, les points notés 1 et 2 entourent un lobe. Le point 1, visible également sur la Figure 48, montre une diminution du sédiment, juste avant la marée montant. Au contraire, le point 2 montre une remontée du sédiment après que la mer se soit retirée. Avant de pouvoir déterminer précisément l'évolution de la couche sédimentaire, une compréhension plus approfondie du phénomène est nécessaire. Le point 3 montre clairement le problème qui se pose : doit-on retenir le niveau avant ou après ce point, sachant que la différence est de 2 cm environ? L'utilisation d'une caméra de surveillance (mode photo) pointant la surface du sédiment permettra peut être de répondre à cette problématique. Les raisons que l'on peut évoquer sont multiples : présence de flaque d'eau de mer, pluie, relaxation du sédiment etc. En tout état de cause, les deux figures montrent clairement que l'information recherchée, à savoir l'évolution de la hauteur du sédiment, est atteignable.

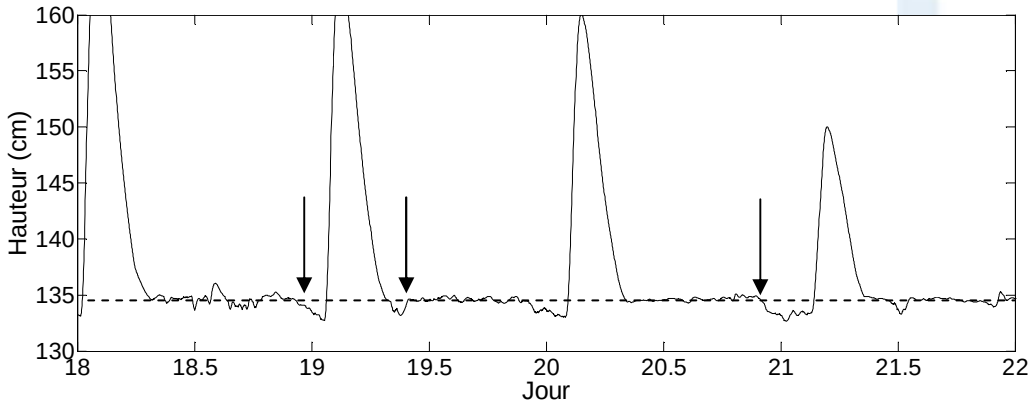


Figure 47 : Niveau du sédiment – Instrument1

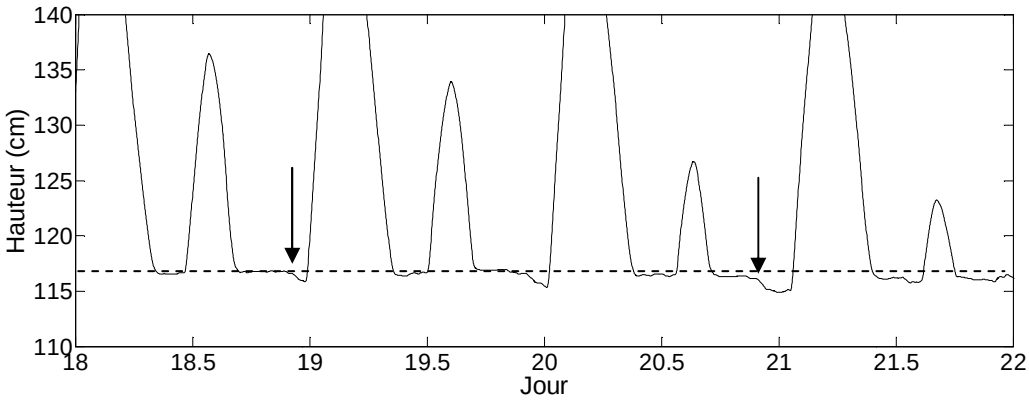


Figure 48 : Niveau du sédiment – Instrument3

4.5.6 Conductivité

Deux sondes de conductivité ont été installées, la première au pied de l'instrument 4 et la seconde en front de mer. Les sondes doivent être calibrées. Pour cela, une mesure de référence (sonde ConOx, WTW) est prise au démarrage et à l'arrêt de la sonde de salinité de terrain. Les mesures de référence sont indiquées dans le tableau 14.

		Salinité	Conductivité (mS/cm)	Température (°C)
Instrument 4	Départ	34,8	52,8	25,7
	Fin	34,8	52,7	25,7
Front de mer	Départ	33,6	51	25,6
	Fin	33,1	50,4	26,4

Tableau 14 : Taux d'inondation

La Figure 49 montre les résultats obtenus au pied de l'instrument 4 sur une période de un mois. Sont indiquées, la conductivité, la température et les hauteurs d'eau. Celles-ci ne sont pas calées en altitude, elles permettent uniquement de visualiser les ondes de marée.

La sonde de salinité étant située à une altitude de l'ordre de 150 cm, elle n'est immergée qu'aux plus grandes marées.

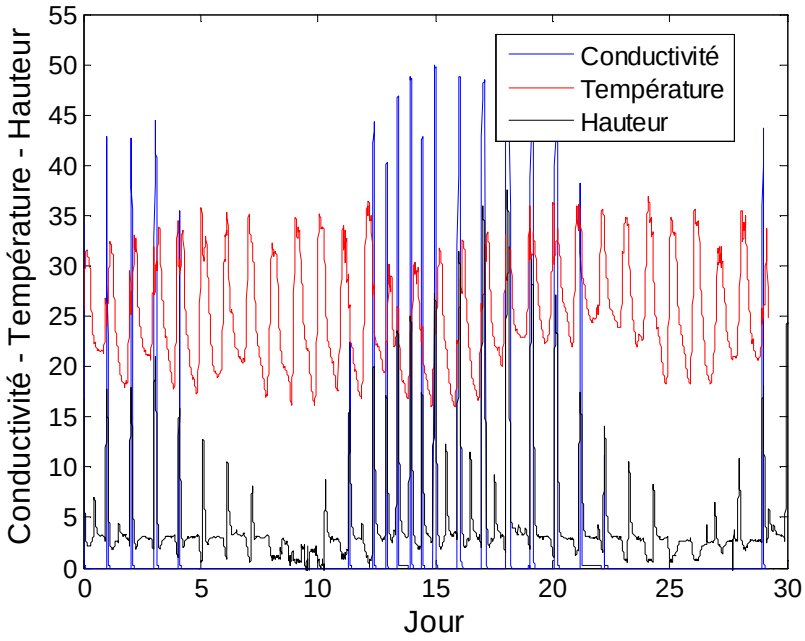


Figure 49 : Conductivité – Instrument4

La Figure 50 se focalise sur une période de quelques jours. Elle montre que la mesure de conductivité est nulle à marée basse et qu'une mesure est déclenchée lorsque la marée est haute. La sonde de température associée à la sonde de salinité mesure quant-à elle le température de l'air à marée basse et celle de l'au à marée haute. Les changement de températures sont bien marqués et localisés.

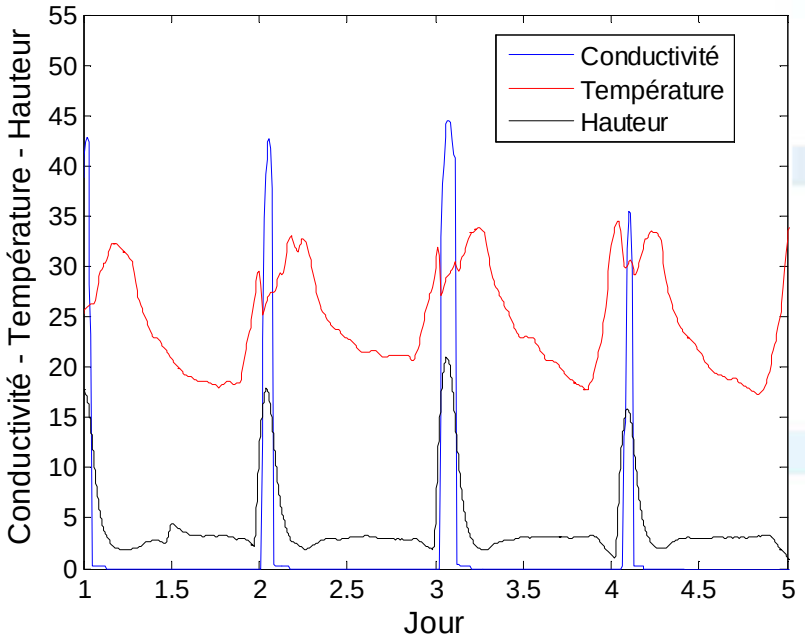


Figure 50 : Conductivité sur 4 jours – Instrument4

La Figure 51 montre les résultats de conductivité obtenus au niveau du front de mer. Le taux d'inondation étant beaucoup plus important à cet endroit qu'en haut de mangrove, la sonde est plus fréquemment immergée.

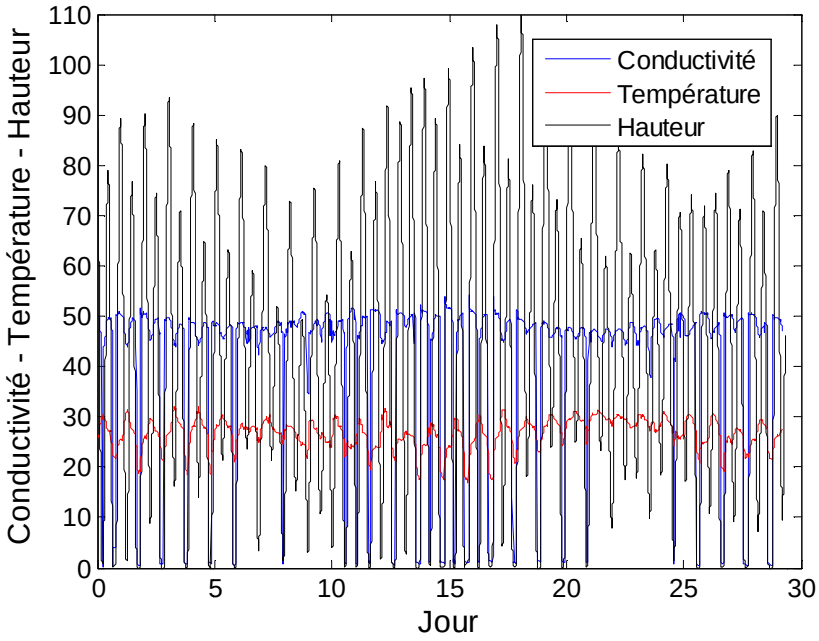


Figure 51 : Conductivité – Front de mer

La Figure 52 se focalise sur une période de quelques jours.

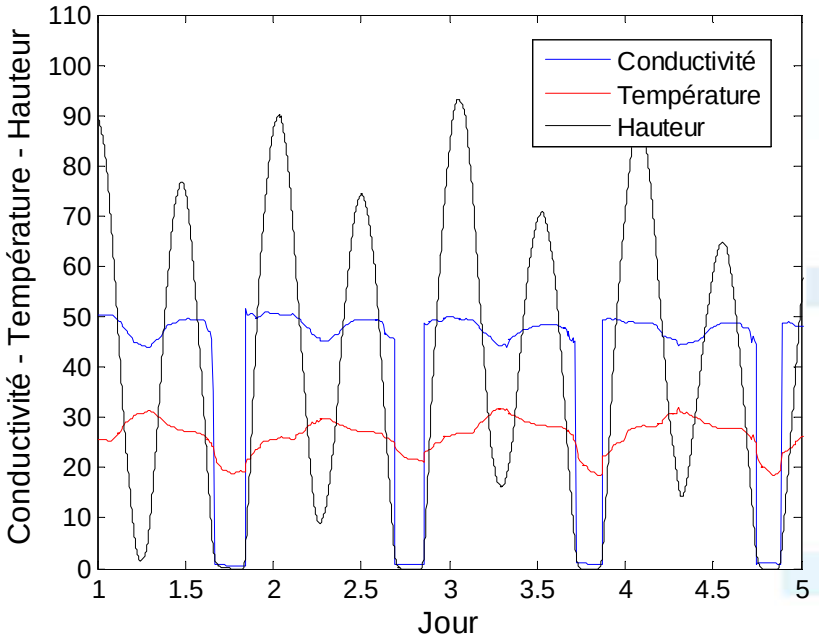


Figure 52 : Conductivité sur 4 jours – Front de mer

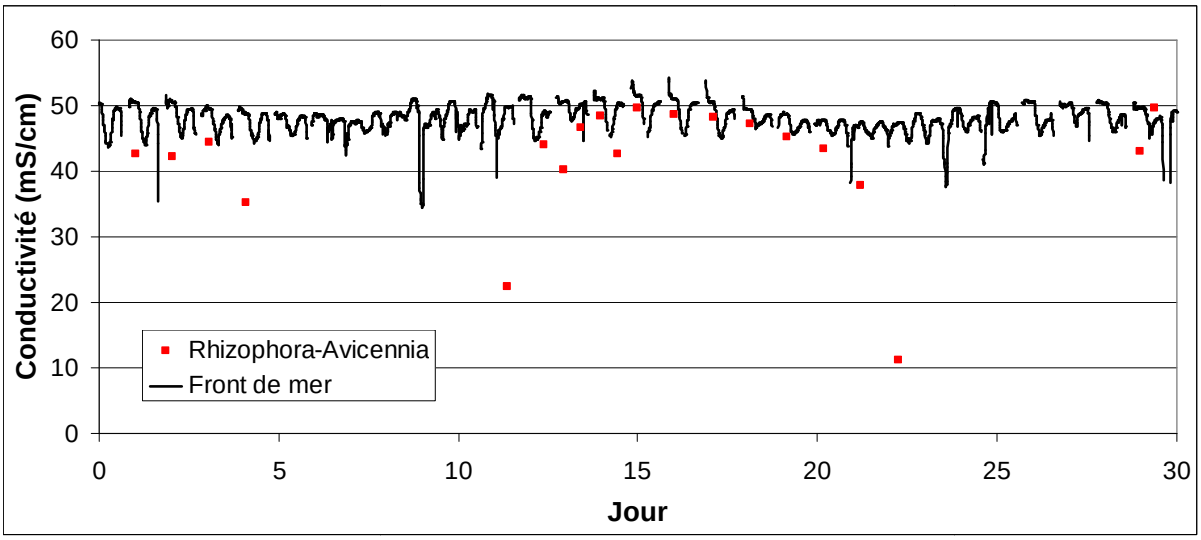


Figure 53 : Comparatif des conductivités

4.6 Conclusion et perspectives

Le conception et l'installation d'un instrument permettant, d'une part, de mesurer la hauteur d'eau dans une mangrove, d'en déduire son temps d'immersion, et d'autre part de mesurer l'élévation du sol de la mangrove s'est révélé être couteux en temps car nous étions dépendants des fournisseurs de cartes électroniques, ainsi que des fabricants des supports que nous avions dessinés pour accueillir les stations de mesure. Par ailleurs, la mangrove reste un environnement physique qui nous a réservé de nombreuses surprises qui ont retardé l'acquisition des données. Cependant, malgré les difficultés rencontrées, il existe actuellement 6 instruments installées dans la mangrove, un en front de mer, un sur le port de Vavouto, qui enregistrent des données en continu. Leur position est géo-référencée, et les mesures ont pu être calées sur les valeurs du SHOM. Les résultats présentées ci-dessus montrent que ce système est efficient et les données collectées sont de grande qualité, ce qui est toujours un challenge lorsque l'on doit d'une part développer un instrument, et d'autre part lorsque les instruments sont en permanence dans l'environnement. Un instrument devra cependant être déplacé du fait d'un développement d'herbe résultant probablement d'un apport d'eau douce, ou d'une résurgence. En ce qui concerne les hauteurs d'eau, la précision est excellente (~2mm) et les pertes de données sont très faibles (~7%). Associées à des sondes de conductivités et de température, ces données vont nous être d'une aide précieuse pour mieux comprendre le fonctionnement de la mangrove, et effectuer des prédictions d'évolution de l' écosystème avec une montée du niveau des mers, ou une hypersédimentation qui induiraient respectivement une augmentation ou une diminution de la durée d'immersion. L'analyse d'une série temporelle d'images satellites THR (cf chapitre précédent) permettra de conforter nos prédictions d'évolutions de l'écosystème, son recul vers les terres, ou son développement en front de mer. Quant à l'évolution du niveau du sol, suite à un traitement mathématique des données qui permet d'enlever le bruit de fond lié à l'imperfection de la surface du sol, nous avons pu déterminer le niveau du sol et le caler en altitude avec une précision de ~5mm. Nous n'avons aucun doute qu'une hyper sédimentation liée à de fortes pluies, ou la rupture d'un ouvrage de rétention sur massifs serait enregistrée par cet outil. Par ailleurs, il s'agit du 1^{ere} outil mesurant l'élévation du sol en zone intertidale tropical à cette fréquence. Nous avons ainsi pu mettre en évidence un phénomène de subsidence important à la fin de la marée basse. Des expérimentations complémentaires seront nécessaires pour affiner notre compréhension de ce phénomène. Dans le cadre de l'observatoire des mangroves, nous allons continuer à collecter et analyser les données de ces 8 instruments en 2013 et 2014. Nous envisageons un partenariat avec l'Université du Queensland afin d'installer dans les mêmes conditions un outil composé de Rod Sediment Elevation Table de marqueurs d'horizon qui mesure l'élévation, en distinguant la sédimentation et les phénomènes liés au développement racinaire des palétuviers.

4.7 ANNEXE : numéros de série des instruments

N°	Fonction	Référence	N° série
1	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9832606
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	/
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9842634
	Pression	HOBO Barometric Pressure Sensor [S-BPA-CM10]	9731154
2	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9842751
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	/
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9842620
	T° air	HOBO Temp/RH Sensor [S-THB-M002]	9835133
	Humidité	HOBO Temp/RH Sensor [S-THB-M002]	9835133
3	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9842753
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	/
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9780485
	T° eau	HOBO Water Temp Pro [U22-001]	9834188
4	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9842759
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	2317180
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9842623
	Salinité	HOBO U24-001	9913806
5	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9842752
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	2317175
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9780484
6	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	9842757
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	2317171
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9842619
7	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	10111951
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	1101529
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9908027
	Salinité	HOBO U24-001	9913807
8	Data logger	HOBO Micro Station Logger [H21-002]	10111950
	Ultrasons	Pepperl+Fuchs [UB-2000-F425-I-V15]	8597041
	Courant	HOBO 4-20 mA Input Adapter [S-CIA-CM14]	9858853

HOBO Micro Station

The HOBO® Micro Station is a four-sensor data logger designed for applications requiring multi-channel monitoring of microclimates in one or more locations. Part of the HOBO Weather Station family, the Micro Station uses a network of smart sensors for taking measurements. Key features of the smart sensors include:

- **Automatic detection**. No extensive programming, wiring, or calibrating is required to set up sensors.
- **Easy expansion**. Because the logger is not pre-configured, up to four sensors of any type or combination can be added simply by plugging them in before logging begins.
- **Digital network**. The connections between the smart sensors and the logger are digital, ensuring accurate, reliable data collection and storage.
- **Weatherproof**. A silicone gasket around the edge of the case keeps out moisture, while a Gore™ Vent allows the case to breath.

Specifications

HOBO Micro Station	
Operating Range	-20° to 50°C (-4° to 122°F) with alkaline batteries, -40° to 70°C (-40° to 158°F) with lithium batteries
Sensor Inputs	Up to four smart sensors (including multiple-parameter sensors)
Communication	3.5 mm serial port
Dimensions	8.9 cm H x 11.4 cm D x 5.4 cm W (3.5 x 4.5 x 2.125 inches)
Weight	0.36 kg (0.8 lb)
Memory	512K nonvolatile flash data storage
Memory Modes	Stop when full, wrap around when full
Operational Indicators	Seven lights provide logging and sensor network status
Logging Interval	1 second to 18 hours, user-specified interval
Battery Life	1 year typical use (up to 4 sensors with 1 minute or longer logging interval)
Battery Type	Four standard AA alkaline batteries included (for operating conditions -20° to 50°C [-4° to 122°F]); optional AA lithium batteries available for operating conditions of -40° to 70°C (-40° to 158°F)
Time Accuracy	0 to 2 seconds for the first data point and ±5 seconds per week at 25°C (77°F)
Data Type	Supports measurement averaging based on availability of supporting data from sensor
Logger Start Modes	Immediate, push-button, or delayed start options
Data Communication	Current reading while logging, offload while logging, or offload when stopped
Environmental Rating	Weatherproof, with Gore™ Vent and silicone gasket for deployment in harsh weather conditions
Mounting	Mount vertically on flat surface 18 cm (3.5 inches) or wider; optional mast mounting kit for use on 4.1 cm (1 5/8 inches) diameter masts
Enclosure Access	Cover secured by four screws
Sensor Network Cable Length	100 m (328 ft) maximum
Part Number	H21-002
CE	The CE Marking identifies this product as complying with all relevant directives in the European Union (EU).

Optic USB Base Station
(Part # BASE-U-4)

Inside this package:

- Optic USB Base Station
- Set of couplers:
  - For UA Pendant (Part # COUPLER2-A)
  - For U20 Water Level (Part # COUPLER2-B)
  - For U22 Water Temp Pro v2 and U24 Conductivity (Part # COUPLER2-C)
  - For UTBI TidbiT v2 (Part # COUPLER2-D)
  - For U23 HOBO Pro v2 (Part # COUPLER2-E)

Doc # 10655-E, MAN-BASE-U-4
Onset Computer Corporation

Thank you for purchasing an Onset Optic USB Base Station. With proper care, it will give you years of reliable service.

Overview

The Optic USB Base Station allows communication between the host computer and HOBO® optic loggers. The base station uses infrared light to transfer data, which allows loggers to be completely sealed and waterproof. The Optic USB Base Station converts the USB communication protocol into an infrared protocol used by the optic USB loggers.

A coupler is required to connect the logger to the base station. Refer to the documentation that came with your logger for the part number of the correct coupler.

Supported Loggers

This model of the Optic USB Base Station supports HOBO U-Series loggers with an optic USB interface. Contact your Onset Authorized dealer or the Onset website (http://www.onsetcomp.com) for more information about compatible loggers and couplers.

Installation

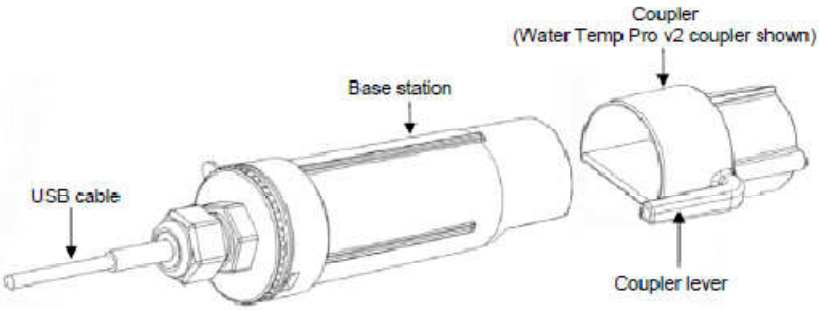
1. Plug the USB connector on the base station into an available USB port on your computer.
2. Firmly insert the optical end of the base station into the D-shaped end of the coupler, as shown below.
3. Insert the logger into the coupler, aligning the logger as described in the documentation that came with your logger.

The base station's LED will illuminate when the logger is able to communicate with the computer.

If the logger is not aligned properly, or if the coupler is not seated firmly on the base station, the logger and the Optic USB Base Station will be unable to communicate.

Operating Tips

- This base station is water-resistant. It is splash proof, but it is not designed to be immersed or operated under water.
- Strong sunlight may interfere with communications. If the base station does not seem to be working, try again in a shaded area.
- Remove the logger from the coupler when it is not communicating with the computer. Storing the logger in the coupler may cause the logger's battery to run down prematurely.
- Do not take the Optic USB Base Station apart. There are no user-serviceable parts inside.
- This Optic USB Base Station requires HOBOware® 2.2 or later to launch and read out data. For detailed software instructions, refer to the *HOBOware User's Guide*.
- The Optic USB Base Station will operate at temperatures of 0° to 50°C (32° to 122°F). The device can be safely stored at temperatures of -20° to 70°C (-4° to 158°F).



CE - The CE Marking identifies this product as complying with the relevant directives in the European Union (EU).

© 2010 Onset Computer Corporation. All rights reserved. Onset, HOBO, and HOBOware are registered trademarks of Onset Computer Corporation. Other products and brand names may be trademarks or registered trademarks of their respective owners.

HOBO® U-Shuttle
(Part # U-DT-1 and UDT-2)

Doc # 13401-B
MAN-UDTx
Onset Computer Corporation

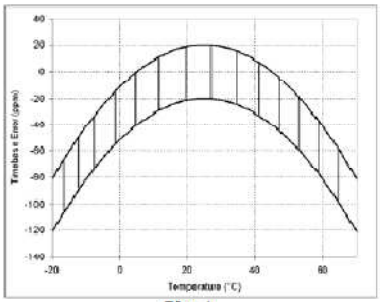
Thank you for purchasing a HOBO® U-Shuttle. The U-DT-1 is compatible with all U-Series loggers (except the HOBO U30 Station), HOBO Weather Stations and Micro Stations (H21), and HOBO Energy Logger (H22). The U-DT-2 is compatible with the HOBO U30 Station, HOBO Weather Stations and Micro Stations (H21), and HOBO Energy Logger (H22).

The HOBO U-Shuttle performs the following major functions:

- Reads out data from loggers in the field for transfer to a host computer
- Optionally relaunches the logger—synchronizes the logger's clock with the shuttle's clock and (in most cases) sets logging to begin at the next interval
- Preserves data in nonvolatile memory, even if batteries are depleted
- Displays logger status, including memory, battery level, and sensor readings for some sensors (on some models)
- Displays its own status, including clock, memory, and battery level
- Lets you change the batteries in the field without resetting the clock
- Allows you to test individual smart sensors (does not support the TRMSA-D)

Specifications

Requirements	• USB cable (provided); compatible logger with appropriate cable and/or base station • U-DT-1: HOBOware 2.2 or greater • U-DT-2: HOBOware 2.6 or greater
Compatibility	U-DT-1 All U-Series loggers, HOBO Weather Stations and Micro Stations (H21), and HOBO Energy Logger (H22) U-DT-2 HOBO U30 Station, HOBO Weather Stations and Micro Stations (H21), and HOBO Energy Logger (H22)
Firmware upgrades	Available on the Onset website as needed to provide compatibility with future supported logger models
Operating temperature	0° to 50°C (32° to 122°F)
Storage temperature	-10° to 50°C (14° to 122°F)
Time accuracy	± 1 minute per month at 25°C (77°F); see Plot A
Logger-to-shuttle transfer speed	USB/optic: 64K in approximately 30 seconds Serial: 512K in approximately 60 seconds
Shuttle-to-host transfer speed	Full shuttle offload (4 MB) to host computer in 3 to 5 minutes, depending on computer
Data capacity (full loggers)	4 MB (minus 64 KB for shuttle information): enough for 504 readouts of 8K loggers, 63 readouts of 64K loggers, or 7 readouts of 512K loggers
Idle timeout	Shuttle powers down after two minutes of idle time, except when actively communicating with HOBOware (see *HOBOware User's Guide* for details) or changing logger batteries (10 minutes)
Ports	RJ-12 jack for communicating with smart sensors; mini-B full speed USB port for communicating with host computer; full speed USB port for communicating with U-Series loggers and base stations; high speed serial port for communicating with serial loggers. Shuttle communicates with only one device at a time.
Batteries	Main: 2 AA alkaline batteries / Clock backup: 1 CR1225 lithium battery (3 V)
Battery life	Main: One year or approximately 50 complete memory fills, typical use Clock backup: 10 years typical use (with main batteries installed)
Weight	153 g (5.4 oz)
Dimensions	11.0 x 6.9 x 2.7 cm (4.35 x 2.70 x 1.05 inches)
Case materials	ABS case with urethane rubber grips, polycarbonate label
CE	The CE Marking identifies this product as complying with the relevant directives in the European Union (EU). To maintain CE compliance, this product must be used with the supplied USB cable or equivalent (less than 3 m long).



Plot A

Marque de commande

UB2000-F42S-I-V15

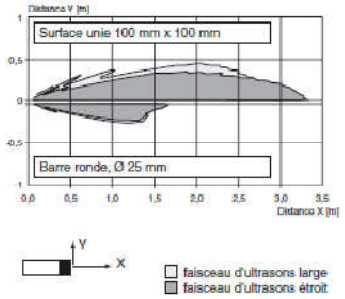
Système à une tête

Caractéristiques

- Sortie analogique 4 mA ... 20 mA
- Zone aveugle très réduite
- Apprentissage (TEACH-IN)
- élimination d'effets parasites (faisceau d¿ultrasons paramétrable ds la zone d'action immédiate)
- Compensation en température
- Possibilités de synchronisation
- Sens d'action réglable

Courbe de réponse

Courbe de réponse caractéristique



Caractéristiques techniques

Caractéristiques générales	
Domaine de détection	60 ... 2000 mm
Domaine de réglage	90 ... 2000 mm
Zone aveugle	0 ... 60 mm
Cible normalisée	100 mm x 100 mm
Fréquence du transducteur	env. 175 kHz
Retard à l'appel	env. 150 ms
Eléments de visualisation/réglage	
LED verte	verte en permanence : Power on
LED jaune	en permanence : objet dans la fenêtre de mesure clignotante : apprentissage
LED rouge	fonctionnement normal : "défaut" apprentissage : pas d'objet détecté
Caractéristiques électriques	
Tension d'emploi U_B	10 ... 30 V DC , ondulation 10 $\%_{SS}$
Consommation à vide I_O	≤ 50 mA
Entrée/sortie	
Synchronisation	bidirectionnelle niveau signal 0 : $-U_B$...+1 V niveau signal 1 : +4 V...+U_B impédance d'entrée : > 12 kOhm impulsion de synchronisation : ≥ 100 µs, durée entre deux impulsions de synchronisation : ≥ 2 ms
Fréquence de synchronisation	
Fonctionnement en mode commun	≤ 30 Hz
Fonctionnement multiplexage	≤ 30/n Hz, n = nombre de détecteurs
Sortie	
Type de sortie	1 sortie analogique 4 ... 20 mA
Réglage d'origine	limite A1 : 90 mm , limite A2 : 2000 mm , Faisceau d'ultrasons large
Résolution	0,7 mm
Ecart à la courbe caractéristique	± 1 % de la valeur fin d'échelle
Reproductibilité	± 0,1 % de la valeur fin d'échelle
Impédance de charge	0 ... 300 Ohm
Influence de la température	± 1 % de la valeur fin d'échelle
Conditions environnantes	
Température ambiante	-25 ... 70 °C (-13 ... 158 °F)
Température de stockage	-40 ... 85 °C (-40 ... 185 °F)
Caractéristiques mécaniques	
Type de raccordement	Connecteur M12 x 1 , 5 broches
Mode de protection	IP54
Matérial	
Boîtier	ABS
Transducteur	résine époxy/mélange de billes de verre; mousse polyuréthane, capot PBT
Masse	140 g
conformité de normes et de directives	
Conformité aux normes	
Normes	EN 60947-5-2:2007 IEC 60947-5-2:2007 EN 60947-5-7:2003 IEC 60947-5-7:2003
Agréments et certificats	
Agrément UL	cULus Listed, General Purpose
Homologation CSA	cCSAus Listed, General Purpose

Date de publication: 2010-11-19 14:37 Date d'édition: 2010-11-19 133997_FRA.xml

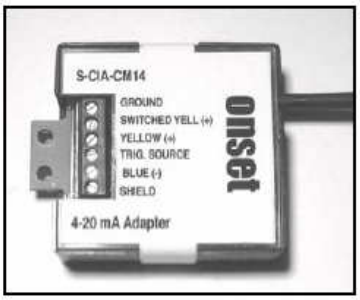
Sous réserve de modifications en raison d'améliorations techniques. Copyright Pepperl+Fuchs, Printed in Germany

Pepperl+Fuchs SARL • FRANCE • 12 ave. des Tropiques• 91955 Courtaboeuf Cedex • tél. 01 60 92 13 13 • fax 01 60 92 13 25
Pepperl+Fuchs N.V./S.A. • BELGIQUE • Metropoolstraat 11 • 2900 Schoten • tél. 03/644.25.00 • fax 03/644.24.41

12-Bit 4-20 mA Input Adapter (Part # S-CIA-CM14)

Part # S-CIA-CM14

The 12-Bit 4-20 mA Input Adapter is used for sensors with 4-20 mA current loop outputs and is designed to work with the HOBO® Weather Station and Micro Station data loggers. The input adapter features both a battery-saving switched input and a non-switched input. It also provides a trigger source voltage for controlling power to external sensors. The input adapter has a plug-in modular connector that allows it to be added easily to the HOBO Weather Station or HOBO Micro Station.



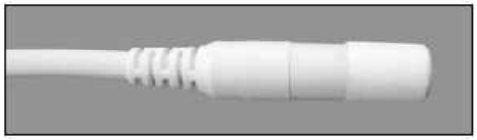
Specification	12-Bit 4-20 mA Input Adapter
Measurement Range*	4-20 mA
Accuracy	± 0.1 mA (± 0.5% full scale) over full temperature range of -40°C to 75°C (-40°F to 167°F)
Resolution	± 4.93 µA
Input Impedance	124Ω
Switched Input	Maximum switch voltage above ground (Pin 2 to Pin 1): 20 V Maximum switch current: 50 mA On time: 316.6 ms ± 3%
Sensor Trigger: Source	Voltage: 2.5 V ± 2.4%; maximum source current: 1 mA On time: 316.6 ms ± 3%
Operating Temperature Range	-40° to 75°C (-40° to 167°F)
Housing	Plastic case; must be placed inside logger enclosure to protect from direct exposure to the weather
User Connection	Six-position screw terminal strip (16 – 30AWG); shielded cable recommended with outside diameter of 3.2 mm to 3.8 mm (0.125 in. to 0.150 in.)
Dimensions	4.5 x 4.8 x 1.6 cm (1.8 x 1.9 x 0.6 in.)
Weight	25 g (0.88 oz)
Number of Data Channels†	1
Measurement Averaging Option	Yes
Digital Filtering	Automatic digital filtering with 32 readings/sample in 16.6 ms
Bits per Sample	12
Length of Network Cable†	14 cm (5.5 in.)
Part Number	S-CIA-CM14

* The input adapter can provide readings as low as 0 mA. This can be helpful when diagnosing sensor issues such as open inputs.

† The HOBO Weather Station and HOBO Micro Station have 10 and 4 data ports, respectively. A single HOBO Weather Station or HOBO Micro Station can theoretically accommodate up to 15 data channels and up to 100 m (328 ft) of network cable (the digital communications portion of the input adapter and smart sensor cables), although available space in the enclosure may limit the number of sensors you can attach.

Temperature/RH Smart Sensor (S-THB-M00x)

The Temperature/RH smart sensor is designed to work with smart sensor-compatible HOBO® data loggers. All sensor parameters are stored inside the smart sensor, which automatically communicates configuration information to the logger without any programming, calibration or extensive user setup.



Specifications	Temperature	RH
Measurement Range	-40°C to 75°C (-40°F to 167°F)	0-100% RH at -40° to 75°C (-40° to 167°F); exposure to conditions below -20°C (-4°F) or above 95% RH may temporarily increase the maximum RH sensor error by an additional 1%
Accuracy	0.2°C over 0° to 50°C (0.36°F over 32° to 122°F); see Figure 1	+/- 2.5% from 10% to 90% RH (typical), to a maximum of +/- 3.5%. See Figure 2 for full range.
Resolution	0.02°C at 25°C (0.04°F at 77°F); see Figure 1	0.1% RH at 25°C (77°F)
Bits Per Sample	12	10
Drift	< 0.1°C (0.18°F) per year	< 1% per year typical; hysteresis 1%
Response Time	5 minutes in air moving 1 m/sec	5 minutes in air moving 1 m/sec with protective cap
Operating Temperature Range	-40°C to +75°C (-40°F to +167°F)	
Environmental Rating	Weatherproof; 0 to 100% RH intermittent condensing environments. For best results, the Temp/RH Smart Sensor should be mounted inside a protective enclosure, such as a solar radiation shield.	
Housing	PVC cable jacket with ASA styrene polymer RH sensor cap; modified hydrophobic polyethersulfone membrane	
Sensor Dimensions	10 x 35 mm (0.39 x 1.39 in)	
Weight	S-THB-M002 - 110 g (3.88 oz); S-THB-M008 - 180 g (6.35 oz)	
Number of Data Channels *	2	
Measurement Averaging Option	No	
Cable Lengths Available	2.5 m (8.2 ft); 8 m (26.2 ft)	
Length of Smart Sensor Network Cable *	0.5 m (1.6 ft); 6 m (19.6 ft)	
Part Numbers	S-THB-M002, S-THB-M008	
CE	The CE Marking identifies this product as complying with all relevant directives in the European Union (EU).	

* A single smart sensor compatible HOBO logger can accommodate 15 data channels and up to 100 m (325 ft) of smart sensor cable (the digital communications portion of the sensor cables).

Onset Part #: MAN-S-THB
Doc #: 11427-F

HOBO® U22 Water Temp Pro v2 (Part # U22-001)

Inside this package:

- HOBO U22 Water Temp Pro v2 logger

Thank you for purchasing a HOBO data logger. With proper care, it will give you years of accurate and reliable measurements.

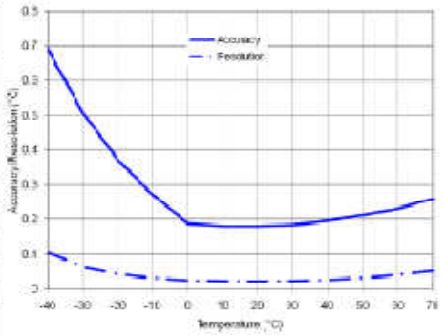
The HOBO Water Temp Pro v2 logger is designed with a durable, streamlined, UV-stable case for extended deployments measuring temperature in fresh or salt water. The small size of the logger allows it to be easily mounted and/or hidden in the field. It is waterproof up to 120 m (400 feet) and rugged enough to withstand years of use, even in stream conditions. It has enough memory to record over 42,000 12-bit temperature measurements.

The logger uses an optical USB communications interface (USB-Optic Base Station, Part # BASE-U-4, with COUPLER2-C) for launching and reading out the logger. The optical interface allows the logger to be offloaded without compromising the integrity of the seals. The USB compatibility allows for easy setup and fast downloads.

HOBOware® software is also required for logger operation. Visit www.onsetcomp.com for compatible software.

Specifications

Temperature Sensor	
Operation range	-40° to 70°C (-40° to 158°F) in air; maximum sustained temperature of 50°C (122°F) in water
Accuracy	0.2°C over 0° to 50°C (0.35°F over 32° to 122°F), see Plot A
Resolution	0.02°C at 25°C (0.04°F at 77°F), see Plot A
Response time (90%)	5 minutes in water; 12 minutes in air moving 2 m/sec (typical)
Stability (drift)	0.1°C (0.18°F) per year
Logger	
Real-time clock	± 1 minute per month 0° to 50°C (32° to 122°F)
Battery	2/3 AA, 3.6 Volt Lithium, factory-replaceable ONLY
Battery life (typical use)	6 years with 1 minute or greater logging interval
Memory (non-volatile)	64K bytes memory (approx. 42,000 12-bit temperature measurements)
Weight	42 g (1.5 oz)
Dimensions	3.0 cm (1.19 in.) maximum diameter, 11.4 cm (4.5 in.) length; mounting hole 6.3 mm (0.25 inches) diameter
Wetted materials	Polypropylene case, EPDM o-rings, stainless steel retaining ring
Buoyancy (fresh water)	+13 g (0.5 oz.) in fresh water at 25°C (77°F); +17 g (0.6 oz.) with optional boot
Waterproof	To 120 m (400 ft.)
Shock/drop	1.5 m (5 ft.) drop at 0°C to 70°C (32°F to 150°F)
Logging interval	Fixed-rate or multiple logging intervals, with up to 8 user-defined logging intervals and durations; logging intervals from 1 second to 18 hours. Refer to HOBOware software manual.
Launch modes	Immediate start and delayed start
Offload modes	Offload while logging; stop and offload
Battery indication	Battery voltage can be viewed in status screen and optionally logged in datafile. Low battery indication in datafile.
NIST certificate	Available for additional charge
CE	The CE Marking identifies this product as complying with the relevant directives in the European Union (EU).



Plot A

© 2009–2010 Onset Computer Corporation
Part #: MAN-U22-001, Doc #: 10366-D

Barometric Pressure Smart Sensor (Part # S-BPA-CM10)

The Barometric Pressure smart sensor is designed to work with the HOBO® Weather Station Logger. The smart sensor has a plug-in modular connector that allows it to be added easily to a HOBO Weather Station. All calibration parameters are stored inside the smart sensor, which automatically communicates configuration information to the logger without any programming or extensive user setup.

Inside this Package

- Barometric Pressure smart sensor
- Mounting Accessories: Hook and loop tape

Specifications	Barometric Pressure Smart Sensor
Measurement Range	660 to 1070 mbar (19.47 to 31.55 in. Hg)
Accuracy	± 3.0 mbar (0.088 in. Hg) over full pressure range at +25°C (+77°F); maximum error of ±5.0 mbar (0.148 in. Hg) over -40° to +70°C (-40° to +158°F)
Resolution	0.1 mbar (.003 in. Hg)
Drift	1.0 mbar (0.03 in. Hg) per year
Operating Temperature Range	-40° to +70°C (-40° to +158°F)
Environmental Rating	Weatherproof when used inside logger enclosure
Dimensions	4.5 x 4.8 x 1.6 cm (1 3/4 x 1 7/8 x 5/8 in)
Weight	30 g (1 oz)
Bits per Sample	12
Number of Data Channels *	1
Measurement Averaging Option	Yes
Cable Length Available	10 cm (4 in)
Length of Smart Sensor Network Cable *	0.1 m (0.3 ft)
Part Number	S-BPA-CM10
CE	The CE Marking identifies this product as complying with all relevant directives in the European Union (EU).

* A single HOBO Weather Station can accommodate 15 data channels and up to 100 m (328 ft) of smart sensor cable (the digital communications portion of the sensor cables).

© 2001–2009 Onset Computer Corporation
Part #: MAN-S-BPA
Doc #: 6122-D

HOBO® U24 Conductivity Logger (U24-00x) Manual

The HOBO U24 data logger family measures actual conductivity and temperature, and can provide specific conductance at 25°C and salinity with the HOBOware® Conductivity Assistant. These easily deployable, rugged loggers provide the data you need for monitoring water purity, the impact of pollutants, salt water intrusion, and coastal ecosystems. The U24-001 model is ideal for deployment in fresh water, while the U24-002 model is designed for saltwater bays and estuaries. There is also an optional U2X Protective Housing accessory (HOUSING-U2X) available for both HOBO U24 models to further protect the logger and simplify mounting in harsh environments.

Specifications	U24-001	U24-002
Measurements	Actual Conductivity, Temperature, Specific Conductance at 25°C (calculated)	Actual Conductivity, Temperature, Specific Conductance at 25°C (calculated), Salinity (calculated using PSS-78, the Practical Salinity Scale 1978)
Conductivity Calibrated Measurement Ranges	Low Range: 0 to 1,000 µS/cm Full Range: 0 to 10,000 µS/cm (see Plot B on next page for specific conductance; see Plot C on next page for a comparison of ranges)	Low Range: 100 to 10,000 µS/cm High Range: 5,000 to 65,000 µS/cm (see Plots A and B on next page for salinity and specific conductance; see Plot C for a comparison of ranges)
Conductivity Calibrated Range – Temperature Range	5° to 35°C (41° to 95°F)	5° to 35°C (41° to 95°F)
Conductivity Extended Ranges	Low Range: 0 to 2,500 µS/cm Full Range: 0 to 15,000 µS/cm	Low Range: 50 to 30,000 µS/cm High Range: 1,000 to 65,000 µS/cm (readings below these ranges reported as 0)
Temperature Measurement Range Specific Conductance Accuracy (in Calibrated Range)	0° to 50°C (32° to 118°F) Low Range: 3% of reading, or 5 µS/cm, and Full Range: 3% of reading, or 20 µS/cm, whichever is greater, after correction with Conductivity Data Assistant	0° to 50°C (32° to 118°F) 3% of reading, or 50 µS/cm, whichever is greater, after correction with Conductivity Data Assistant
Conductivity Resolution	1 µS/cm	2 µS/cm
Temperature Accuracy (in Calibrated Range)	0.1°C (0.2°F)	
Temperature Resolution	0.01°C (0.02°F)	
Conductivity Drift	Less than 3% sensor drift per year in saltwater, exclusive of drift from fouling	
Response Time	1 second to 90% of change (in water)	
Operating Range	0° to 50°C (32° to 122°F) - non-freezing	
Memory	18,500 temperature and conductivity measurements when using one conductivity range, 14,400 sets of measurements when using both conductivity ranges (64 KB total memory)	
Sample Rate	1 second to 18 hrs, fixed or multiple-rate sampling with up to 8 user-defined sampling intervals	
Clock Accuracy Battery	±1 minute per month 3.6 Volt lithium battery	
Battery Life	3 years (at 1 minute logging)	
Maximum Depth	70 m (225 ft)	
Weight Size	193 gm (6.82 oz), buoyancy in freshwater: -59.8 gm (-2.11 oz) 3.18 cm diameter x 16.5 cm, with 6.3 mm mounting hole (1.25 in. diameter x 6.5 in., 0.25 in. hole)	
Wetted Housing Materials	Delrin®, epoxy, stainless steel retaining ring, polypropylene, Buna rubber O-ring, titanium pentoxide (inert coating over sensor); all materials are suitable for long-term use in saltwater	
CE	The CE Marking identifies this product as complying with all relevant directives in the European Union (EU).	

© 2011 Onset Computer Corporation. All rights reserved. Onset, HOBOware, and HOBO are trademarks or registered trademarks of Onset Computer Corporation. Delrin is a registered trademark of DuPont. All other trademarks are the property of their respective companies.

14787-A MAN-U24-x

4.8 Références bibliographiques

Alongi, D.M., Clough, B.F., Robertson, A.I., 2005. Nutrient-use efficiency in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. Aquat. Bot. 82, 121-131.

Baltzer F., 1969. Les formations végétales associées au delta de la Dumbéa et leurs indications écologiques, géomorphologiques et sédimentologiques mises en évidence par la cartographie. Cahier ORSTOM, série Géologie, I, 1 : 59-64.

Dasa S. and Vincent J.R., 2009; Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*.

Duke, N.C., Lawn, P., Roelfsema, C.M., Zahmel, K.N., Pederen, D., Harris, C., Steggles, N., Tack, C., 2003. Assessing historical change in coastals environments – Port Curtis, Fitzroy Estuary and Moreton Bay Regions. The University of Queensland, Marine Botany Group, Centre for Marine Studies, Report to the Cooperative Research Centre for Coastal Zone Estuary and Waterway Management, july 2003

Ellison, A.M., Farnsworth, E.J., 2001. Mangrove communities. In: M. D. Bertness, S. Gaines, and M. E. Hay (eds). Marine Community Ecology. Sinauer Press, Sunderland, Massachusetts, USA: 423-442.

Ellison, J.C., 1998. Impacts of sediment burial on mangroves. Mar. Poll. Bull. 37, 420-426.

Jennerjahn, T.C., Ittekkot, V., 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. Naturwissenschaften 89, 23-30.

Kristensen E., Bouillon, S., Dittmar T., Marchand C**.** 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystem, a review. *Aquatic Botany*

McKee, K.L., 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution—reciprocal effects? J. Ecol. 81, 477–487.

Nickerson, N.H., Thibodeau, F.R., 1985. Association between pore water sulphide and distribution of mangroves. Biogeochemistry 1, 183– 192.

Twilley, R.R., Chen, R.H., Hargis, T., 1992. Carbon sinks in mangrove forests and their implications to the carbon budget of tropical coastal ecosystems. Water Air Soil Pollut. 64, 265-288.

UNEP-WCMC, 2006. In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Valiela, I., Bowen, J.L., York, J.K., 2001. Mangrove forests: one of the world´s threathened major tropical environments. BioScience 51:807-815.

Walsh, G.E., 1974. Mangroves, a review. In: Reimold, R.J., Queens, W.H. (Eds.), Ecology of Halophytes. Academic Press, pp. 51– 174.

Wilkie, M.L., Fortuna**,** S., 2003. Status and trends in mangrove area extent worldwide. Forest Resources Assessment Working Paper No. 63. Forest Resources Division. FAO, Rome.

CNRT "Nickel et son environnement"

Tome Nickel et Environnement