

# Etude préliminaire sur les modalités de gestion des milieux humides de la Guadeloupe face à leur envahissement par *T. domingensis*

*Daniel Imbert & Florent Taureau*



Avril 2019



# Introduction

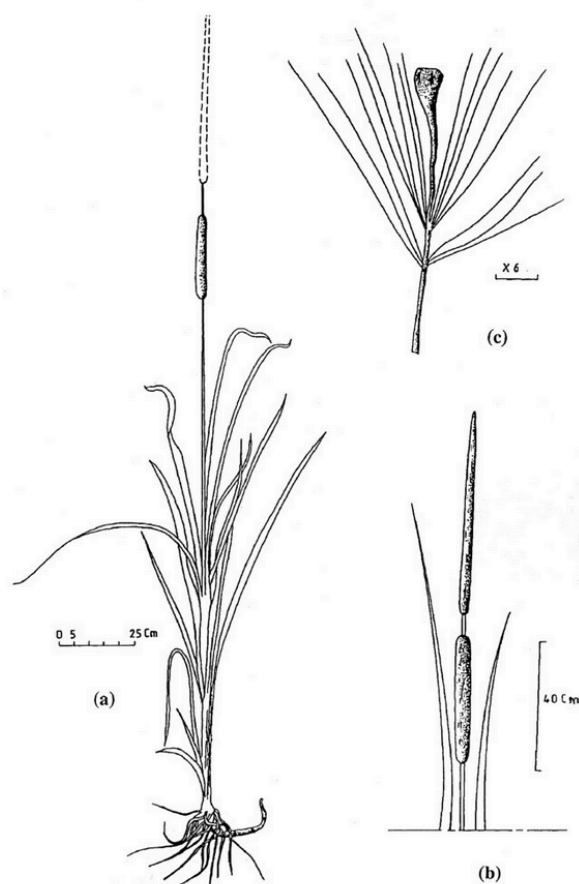
L'espèce *Typha domingensis* présente en Guadeloupe un caractère envahissant depuis sa mise en évidence dans les années 1990 (Fournet, 2002). Considérée comme allochtone en Guadeloupe, cette espèce, occupe désormais une place importante dans les marais herbacés d'eau douce ou faiblement saumâtre, où elle tend à supplanter la plupart des espèces herbacées locales. Les gestionnaires de ces espaces naturels s'interrogent donc sur les possibilités de contenir, voire contrarier, cette expansion. La première partie de ce rapport tentera de répondre à ce questionnement par une approche bibliographique.

Pour dresser un état des lieux et établir des perspectives de lutte, il est nécessaire de répertorier les espaces actuellement colonisés par cette espèce. Une telle approche cartographique est délicate, notamment en raison de la multiplicité des étendues concernées. Ces étendues ont souvent de petites superficies et présentent une forte interpénétration entre les populations de *T. domingensis* et celles des autres espèces herbacées. Le site de Golconde, dans la commune des Aymes, sur le territoire du Parc National de Guadeloupe, connaît une expansion spatiale de *T. domingensis* particulièrement importante. Ce site a donc été choisi pour tester la faisabilité d'une cartographie automatisée à partir de la photo-interprétation d'images satellites haute résolution. La restitution de ce travail occupera la deuxième partie du rapport.

# 1- Revue bibliographique

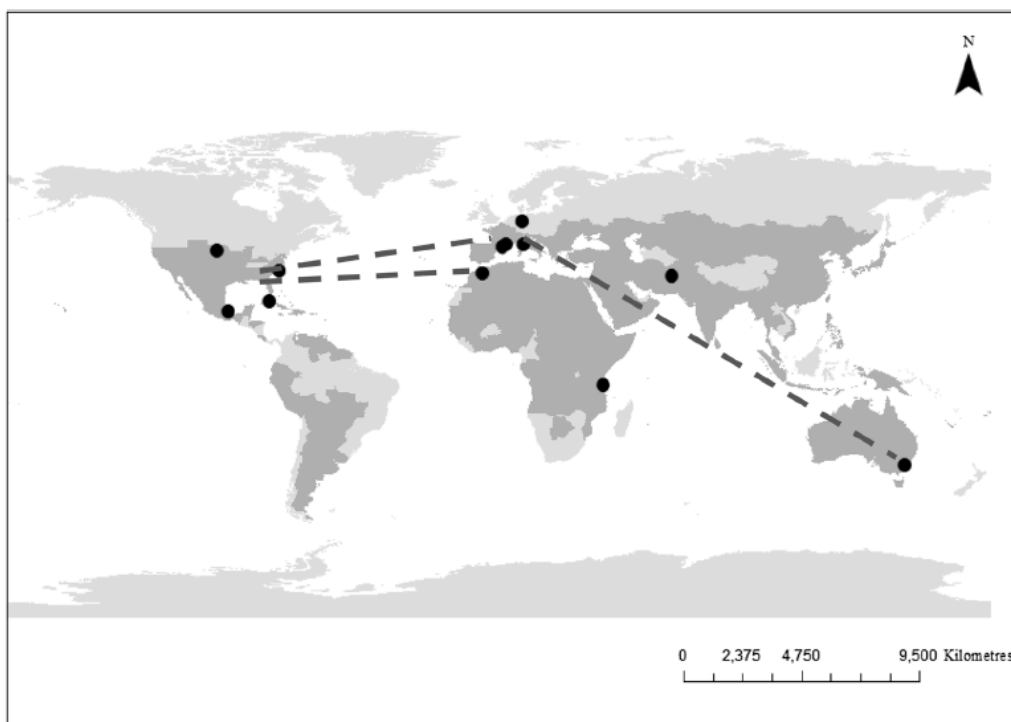
## Systematique et biogéographie

Le genre *Typha* est le seul représentant de la famille des Typhacées (Monocotylédones). Celle-ci est inféodée aux milieux dulçaquicoles, et est présente à toutes les latitudes non arctiques (Heywood, 1996). Ce genre est caractérisé par une morphologie originale aisément reconnaissable (Figure 1) : longues feuilles (jusqu'à 4 m) étroites et épaisses émanant d'un rhizome souterrain ; inflorescence terminale compacte et cylindrique de fleurs unisexuées ayant donné son nom générique commun : « massette ». La relative plasticité de ces caractères morphologiques, la large superposition des aires de distributions spécifiques, et la propension de plusieurs espèces à former des hybrides rendent la différenciation des espèces délicate. A ce jour, le nombre d'espèces reconnues au sein de ce genre varie entre 10 et 30 selon les auteurs (Kim and Choi, 2011 ; <http://www.theplantlist.org/>). Par ailleurs, la grande facilité de dispersion naturelle (minuscules akènes anémochores) et l'utilisation accrue du genre *Typha* dans les opérations de (re)végétalisation en milieux aquatiques naturels et artificiels rend difficile la reconnaissance du caractère indigène de ces populations en de nombreuses régions (Ciotir et Freeland, 2016).



**Figure 1** – Morphologie de *Typha domingensis* (tiré de Thiam, 2012). **a** : plante entière ; **b** : inflorescence (partie mâle séparée nettement de la partie femelle située en-dessous) ; **c** : diaspore constituée d'un akène entouré de poils insérés sur le pédoncule floral

*T. domingensis* est une des 3 espèces du genre *Typha* les plus répandues à travers le globe (Figure 2). Son aire de distribution est davantage centrée sur les régions intertropicales et australes comparativement à celles de *T. latifolia* et surtout de *T. angustifolia* (Smith, 1986 ; Ciotir et Freeland, 2016). Sur le continent américain, *T. domingensis* et *T. latifolia* co-existent dans les états de la moitié sud des USA et en Amérique centrale, mais ne semblent pas s’y hybrider significativement (Mashburn et al., 1978) ; *T. domingensis* se rencontre en Amérique du sud jusqu’au Brésil (Palma-Silva et al., 2005 ; dos Santos et al., 2006) et dans le Chaco Argentin où l’espèce est signalée par Lewis et al. (1990). Dans les Antilles, seule l’espèce *T. domingensis* est rapportée. Elle est bien connue dans les grandes Antilles où sa présence est notamment attestée à Cuba tout au long de l’Holocène (Peros et al., 2007). Dans les Petites Antilles, l’espèce n’est connue avec certitude qu’en Guadeloupe, où sa présence n’est avérée qu’à partir des années 1990 (Fournet 2002). Duss (1896) ne la cite pas dans sa flore des Antilles françaises. Fournet (1978) rapporte que Stéhlé la mentionne pour la Guadeloupe, tandis que Vélez (1957) la signale dans les îles d’Antigua, de St Kitts et de la Martinique, sans plus de précision. Howard (1979) indique n’avoir trouvé aucun spécimen d’herbier en provenance des Petites Antilles, et précise que les nombreuses recherches entreprises depuis ces signalements pour retrouver l’espèce dans ces îles ont été infructueuses.



**Figure 2-** Distribution mondiale actuelle de *Typha domingensis* (aires en gris foncé) et voies de dispersion possibles (pointillés) mises en évidence par l’analyse génétique (in Ciotir & Freeland, 2016)

## Biologie de *T. domingensis* et comportement envahissant de l'espèce

Comme beaucoup de Monocotylédones, *T. domingensis* est une espèce qui se propage efficacement par multiplication végétative à partir de son rhizome rampant. Les faisceaux de feuilles peuvent atteindre plus de 3 m de hauteur (Smith et al., 2000 ; Esteves et al., 2008) et, à maturité, l'inflorescence permet à la plante d'atteindre une hauteur proche de 4 m. Les feuilles sont engainantes, linéaires. Dans leur partie inférieure, elles ont une section plan-convexe et présentent un aerenchyme très développé qui leur donne une texture spongieuse. L'inflorescence consiste en un racème spiciforme cylindrique de 1,5 à 2,5 cm de diamètre, et de 25 à 45 cm de longueur. *T. domingensis* se distingue notamment des autres espèces américaines par une inflorescence dont les fleurs mâles sont insérées distinctement au-dessus de la partie femelle (cf. fig.1).

*T. domingensis* est une héliophyte particulièrement adaptée à l'inondation du sol. Ses performances la placent devant la plupart des autres espèces du genre (Grace, 1988, 1989), et devant d'autres héliophytes comme l'Herbe coupante *Cladium jamaicense* (Newman et al., 1996 ; Chabbi et al., 2000). La grande aptitude de cette espèce à l'inondation du sol se manifeste notamment par un potentiel de croissance pratiquement inchangé pour des niveaux de submersion atteignant jusqu'à 1,3 m durant plusieurs semaines (Grace, 1989 ; Chen et al., 2013). Li et al., (2009) ont trouvé pour *T. domingensis* une tolérance à la concentration en sulfures du sol supérieure à celle d'autres espèces compétitrices. Cette adaptation particulière aux sols fortement réducteurs ( $-200 \text{ mV} \leq E_h$ ) est due notamment à sa capacité à faciliter la diffusion de l'air (et donc de l'oxygène) des organes aériens vers les organes souterrains par augmentation de la proportion de tissus lacuneux dans les feuilles et les rhizomes (White et Ganf, 1998). Cette stratégie lui permet également de réoxyder partiellement sa rhizosphère sans pour autant créer de déficit en oxygène dans les tissus internes (Grace, 1988 ; Chabbi et al., 2000). Cette adaptation aux forts niveaux d'inondation est renforcée lorsque la disponibilité en éléments nutritifs (notamment l'azote) est élevée (Grace, 1988). Inversement, une étude menée sur l'espèce *T. latifolia* indique que les périodes d'assèchement altèrent significativement la croissance (Li et al., 2004) ; ces résultats sont très probablement extensibles à l'espèce *T. domingensis*.

A la différence d'autres héliophytes, comme *Cladium jamaicense* ou *Eleocharis interstincta*, adaptés aux environnements oligotrophes, *T. domingensis* manifeste une croissance beaucoup plus vigoureuse en présence d'apports nutritifs azotés et, surtout, phosphorés (Davis, 1991 ; Newman et al., 1996 ; Miao et Sklar, 1997 ; Lorenzen et al., 2001 ; Escutia-Lara et al., 2009 ; Gophen, 2010 ; Macek et al., 2010 ; Rodriguez-Santos et al., 2015). Il a été montré que la disponibilité du phosphore dans le sol est diminuée en milieu réducteur (DeLaune et al., 1999). Cependant, la capacité de *T. domingensis* à augmenter significativement le potentiel oxydo-réducteur de sa rhizosphère lui donne un avantage certain en présence de compétiteurs (Chabbi et al., 2000).

Bien que présent en milieux côtiers, *T. domingensis* est assez sensible à la salinité. Il semble qu'en milieu naturel cette espèce ne puisse se développer lorsque la salinité du sol dépasse un seuil compris entre 5 et 8 g/L (Glenn et al., 1995). Des expérimentations en conditions contrôlées ont montré seulement 2% germination pour des graines

placées dans de l'eau à 20 g/L NaCl (Beare et Zedler, 1987) et une altération significative de la croissance dès que la concentration en NaCl de l'eau interstitielle dépasse 3 g/L (Hocking, 1981). L'irrigation de plants avec une eau à 15 g/L NaCl entraîne 75% de mortalité au bout de 68 jours (Glenn et al., 1995) ; Beare et Zedler, (1987) ont montré cependant que 5% de plants issus de rhizomes adultes transplantés peuvent survivre à une inondation de 9 mois par de l'eau à 45 g/L.

Dans des conditions favorables à son développement, *T. domingensis* manifeste une croissance particulièrement rapide. Après avoir été sectionnés à 2 cm au-dessus du sol, des plants adultes ont développé un feuillage de 1,75 m de hauteur moyenne en 10 semaines (Glenn et al., 1988). En milieu naturel, cette espèce produit des peuplements denses, le plus souvent monodominants. La biomasse totale (aérienne et souterraine) est de l'ordre de 0,7 à 1,2 kg de matière sèche par m<sup>2</sup> (Fraga et Kvet 1993 ; Miao et Sklar, 1997 ; Smith et al., 2000 ; Tian et al., 2010), pour les parties vivantes ; le feuillage représente 60 à 70% de la biomasse vivante (Miao et Sklar, 1997 ; Miao et al. 2000 ; Eid et al., 2012). Dans les peuplements âgés, l'ensemble des parties mortes a une biomasse toujours supérieure à celle des parties vivantes : de l'ordre de 1,3 à 1,9 kg/m<sup>2</sup> (Fraga et Kvet 1993 ; Smith et al. 2000, Tian et al., 2010). La production primaire nette des peuplements a été évaluée à 14 t/ha/an par Fraga et Kvet (1993).

Les fruits de *T. domingensis* sont de petits akènes d'environ 0,5 cm de longueur pour une masse moyenne de 0,05 mg (Miao et Sklar, 1997) entourés à maturité d'un faisceau de poils qui facilitent considérablement la dissémination de ces diaspores par le vent (cf. fig. 1). A maturité une inflorescence produirait entre 100 000 et 222 000 semences (Yeo, 1964 ; Miao et Sklar, 1977). Sachant qu'un peuplement de *Typha* a une densité de l'ordre de 10 à 15 tiges par m<sup>2</sup> (Fraga et Kvet, 1993 ; Miao et Sklar, 1997), chaque hectare de marais à *Typha* est susceptible de disséminer un milliard de semences ; avec un taux de germination compris entre 26 et 85 % à 30°C, et un temps de germination de moins de 3 jours (Stewart et al., 1997 ; Lorenzen et al., 2000), *T. domingensis* possède donc une très forte capacité de propagation par la voie sexuée. Dans les mêmes conditions, *Cladium jamaicense* dissémine 100 fois moins d'akènes (Miao et Sklar, 1977) ; ceux-ci ne sont pas dispersés par le vent, et mettent entre 32 et 45 jours pour germer avec un taux de succès compris entre seulement 12 et 17 % (Lorenzen et al., 2000). L'efficacité de la reproduction sexuée de *T. domingensis* est cependant fortement réduite en faible éclaircissement, et totalement annihilée à l'obscurité (Lorenzen et al., 2000).

Grâce à leur puissant réseau de rhizomes, les Typhas possèdent également une multiplication végétative particulièrement efficace. Macek et al. (2010) ont observé qu'un individu peut se propager sur une distance de 2 à 8 m/an par multiplication végétative ; ces auteurs ont calculé qu'un seul individu est ainsi capable de générer un peuplement dense de 1ha, en 9 ans. Fraga et Kvet (1993) ont suivi la colonisation par *T. domingensis* des berges de la retenue d'eau de San Juan River (Cuba). Trois ans après sa création, cette retenue était colonisée par *T. domingensis* sur plus de 800 m<sup>2</sup> ; six années plus tard, 2 ha de berges étaient colonisés. Gophen (2000) décrit une dynamique cyclique pluri-annuelle du développement de *T. domingensis* sur les rives du lac Agmon (Floride) en liaison avec les variations de la disponibilité en phosphore.

Considérée comme une espèce pionnière native dans la plupart des régions où elle a été étudiée (Lagerwall et al., 2012), *T. domingensis* adopte cependant un



comportement envahissant lié à l'eutrophisation croissante des milieux humides : usage de fertilisants agricoles, rejets de stations d'épuration, augmentation de la charge sédimentaire des cours d'eau, récurrence de feux intenses en période sèche (Smith et al., 2001).

## Gestion des milieux humides et contrôle des populations de *T. domingensis*

Plusieurs pistes ont été explorées pour tenter de contrecarrer voire d'éradiquer *T. domingensis* dans les milieux humides où cette espèce manifeste un comportement envahissant. Bien que ce moyen de lutte ne soit pas compatible avec la déontologie des Parcs Nationaux français, il faut savoir que la lutte chimique a été utilisée aux USA dans les années 1970 à partir de pesticides comme Amitrol, Rodopan, Dalpan, Doupan, 2-4 D, ou encore Amino-Triazole (Apfelbaum, 1985). Elle s'est révélée relativement efficace à condition de répéter les traitements sur des peuplements adultes, pendant plusieurs années, à des doses dépassant parfois 25 kg/ha...

La sensibilité de *T. domingensis* à la salinité se traduit par une incapacité à coloniser les milieux saumâtres où la salinité moyenne excède 8 g/L. Cela a permis d'envisager la salinisation comme moyen de lutte. Glenn et al. (1995) ont ainsi proposé d'éradiquer *T. domingensis* d'une lagune côtière envahie par cette espèce en élevant la salinité jusqu'à 7 - 10 g/L par limitation des arrivées d'eau. Les expérimentations menées par Beare et Zedler, (1987) montrent cependant que la résistance au sel s'accroît avec l'âge de la plante ; si la salinisation n'est pas définitive, la survie d'une fraction du réseau de rhizomes permet la reconstitution du peuplement initial même après une inondation de 9 mois par de l'eau dont la salinité (45 g/L) dépassait celle de l'eau de mer.

L'accentuation de l'inondation des sols a été testée dans des étendues d'eau artificielles (bassins de décantation et/ou de traitement des eaux). Il s'avère que *Typha* résiste bien à la baisse du potentiel d'oxydo-réduction du sol, et que sa croissance est même favorisée par l'augmentation du niveau d'inondation (Grace, 1989). En provoquant une augmentation de la submersion du sol de 40 à 137 cm durant 6 semaines, Chen et al., (2013) ont constaté une diminution durable du potentiel de croissance du peuplement, mais n'ont cependant pas rapporté de mortalité consécutive. A l'inverse, Palma-Silva et al. (2005) ont mis en évidence que l'assèchement répété d'un peuplement à *T. domingensis* favorise son invasion progressive par *Eleocharis mutata*. Apfelbaum (1985) rapporte que le fait de couper la végétation à 2 ou 3 reprises, au ras du sol, avant que le sol soit submergé par au moins 8 cm d'eau, s'avère très efficace.

En raison de l'abondante litière de feuilles, les marais herbacés sont souvent parcourus par le feu durant la saison sèche. Ces feux sont provoqués par des événements naturels (foudre), ou par des mises à feu délibérées ou accidentelles. L'utilisation du feu comme outil de gestion permettant de contrôler le couvert végétal (Qian et al, 2008 ; Tian et al., 2010) ne semble pas suffisant pour éradiquer *Typha* ; Fraga et Kvet (1993) ainsi que Smith et Newman (2001) montrent, au contraire, que le passage du feu provoque un enrichissement du sol en phosphore et des ouvertures durables dans le couvert végétal par combustion en profondeur de la matière organique du sol ; *in fine*, ces deux conséquences favorisent *Typha* au détriment des autres espèces.

L'envahissement des milieux humides par *Typha*, au détriment des autres espèces hélrophytes, a effectivement été relié à l'enrichissement en éléments nutritifs, notamment le phosphore par de nombreux auteurs. Gophen (2010) a montré *a contrario* que la diminution de la teneur en phosphore entraîne une altération significative des peuplements à *Typha*. L'étude menée sur 6 ans par Fraga et Kvet (1993) indique qu'à terme, s'ils ne sont pas perturbés (brûlés), les peuplements de *Typha* finissent par être colonisés par des espèces susceptibles de faire évoluer le peuplement monospécifique vers une autre étape de la succession végétale.

L'inhibition de la croissance par l'obscurité a fait l'objet de quelques essais. Apfelbaum (1985) rapporte que la mort des jeunes tiges de *Typha* s'observe après la mise en place de bâches de polyéthylène pendant au moins 60 jours ; un certain succès a également été obtenu à Porto-Rico avec cette méthode qui a permis de contenir *T. domingensis* pendant une opération de reboisement (Aide et Cubiña, 2004). Il semble cependant que l'éradication complète n'ait pas été obtenue par cette technique, en raison du soulèvement des bâches ou de leur détérioration.

La piste du contrôle biologique par l'intermédiaire de champignons parasites a été explorée par Barreto et al. (2000). Parmi les candidats potentiels à la confection de mycoherbicides actifs sur *T. domingensis* figure *Colletotrichum typhae* qui, lors d'essais préliminaires, s'est montré capable de provoquer en 9 jours la nécrose de l'ensemble des parties aériennes de plants infestés.

Enfin, il existe une alternative découlant de l'étude de Fraga et Kvet (1993) et tentée par Aide et Cubiña (2004) : favoriser les compétiteurs naturels de *Typha* pour accélérer la succession végétale et interrompre la phase de blocage initiée par cette espèce envahissante. A ce jour, cette approche n'a pas fait l'objet d'une véritable analyse dans la littérature.

## Conclusion/recommandations

Il semble donc que l'espèce *T. domingensis* se soit implantée en Guadeloupe depuis moins d'un siècle, vraisemblablement à partir des Grandes Antilles, sans que l'on sache si il s'agit d'une colonisation naturelle (vent, oiseaux migrateurs) ou d'une introduction (accidentelle ou délibérée). Sa prolifération à travers la Guadeloupe semble avoir débuté il y a une 30<sup>e</sup> d'années. A ce jour, aucune solution satisfaisante pour lutter contre l'envahissement de *T. domingensis* en milieu naturel ne ressort de la littérature. Dans la perspective ouverte par les études de Fraga et Kvet (1993) et de Aide et Cubiña (2004), nous préconisons de favoriser les compétiteurs naturels de *Typha* que sont les espèces ligneuses de la succession végétale en milieu inondable faiblement salé. Une telle expérimentation a été lancée en 2012 dans le cadre d'un programme INTERREG (Imbert et Dulormne, 2013) en introduisant des plants de *Pterocarpus officinalis* au sein d'un peuplement adulte de *Typha* sur le site expérimental de Golconde (commune des Aymes, Guadeloupe). Le suivi expérimental a été interrompu dès 2013 après le passage d'une tempête ayant provoqué la verse du peuplement de *Typha* et rendu la station inaccessible. Le devenir des plants de *Pterocarpus* n'a pas pu être établi depuis. Un des premiers enseignements de cette initiative qui mériterait d'être poursuivie, est la nécessité d'adjoindre des tuteurs aux jeunes arbres afin d'éviter leur enfouissement sous la biomasse de *Typha* en cas de fort coup de vent.



## Références bibliographiques

- Aide T. M. et Cubiña A., 2004. Redman Road wetland mitigation project : final report. Rapport interne, Reforesta Inc., 30p.
- Apfelbaum S. I., 1985. Cattail (*Typha spp.*) management. *Natural Areas Journal* 5, 9-17.
- Barreto R., Charudattan R., Pomella A. et Hanada R., 2000. Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. *Crop Protection* 19, 697-703.
- Beare P. A. et Zedler J. B., 1987. Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh : the role of salinity reduction. *Estuaries* 10,165-170.
- Chabbi A., McKee K. L. et Mendelssohn I. A., 2000. Fate of oxygen losses from *Typha domingensis* (Typhaceae) and *Cladium jamaicense* (Cyperaceae) and consequences for root metabolism. *American Journal of Botany* 87, 1081-1090.
- Chen H., Zamorano M. F. et Ivanoff D., 2013. Effect of deep flooding on nutrients and non-structural carbohydrates of mature *Typha domingensis* and its post-flooding recovery. *Ecological Engineering* 53, 267-274.
- Ciotir C. et Freeland J., 2016. Cryptic intercontinental dispersal, commercial retailers, and the genetic diversity of native and non native cattails (*Typha spp.*) in North America. *Hydrobiologia* 768, 137-750.
- Davis S. M., 1991. Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. *Aquatic Botany* 40, 203-224.
- DeLaune R. D., Jugsujilda A. et Reddy K. R., 1999. Effect of root oxygen stress on phosphorus uptake by cattail. *Journal of Plant Nutrition* 22, 459-466.
- dos Santos A. M., Amado A. M., Minello, M., Farjalla, V. F. et Esteves F. A., 2006. Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (Pers.) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia* 556, 61-68.
- Duss R. P., 1897. Flore phanérogamique des Antilles Françaises (Guadeloupe et Martinique). *Annales de l'Institut Colonial de Marseille* 3, 1-656.
- Eid E. M., Shaltout K. H. et Asaeda T., 2012. Modeling growth dynamics of *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud. in Lake Burullus, Egypt. *Ecological Modelling* 243, 63-72.
- Escutia-Lara Y., Gomez-Romero M. et Lindig-Cisneros R., 2009. *Aquatic Botany* 90 74-77.
- Esteves B. S., Enrich-Prast A. et Suzuki M. S., 2008. Allometric relations for *Typha domingensis* natural populations. *Acta Limnol. Bras.* 20, 305-311.
- Fournet J., 1978. Flore illustrée des Phanérogames de Guadeloupe et de Martinique. INRA éd., Paris, 1654 p.
- Fournet J., 2002. Flore illustrée des Phanérogames de Guadeloupe et de Martinique, tomes 1 et 2. Gondwana éd., 2538 p.

- Fraga J. M. P. et Kvet J., 1993. Production dynamics of *Typha domingensis* (Pers.) Kunth populations in Cuba. *J. Aquat. Plant Manage.* 31, 240-243.
- Glenn E., Thompson T. L., Frye R., Riley J. et Baumgartner D., 1995. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquatic Botany* 52, 75-91.
- Gophen M., 2010. Nutrient and plant dynamics in Lake Agmon wetlands (Hula Valley, Israel) : a review with emphasis on *Typha domingensis* (1994-1999). *Hydrobiologia* 441, 25-36.
- Grace J. B., 1988. The effects of nutrient additions on mixtures of *Typha latifolia* L. and *Typha domingensis* Pers. along a water-depth gradient. *Aquatic Botany* 31, 83-92.
- Grace J. B., 1989. Effects of water depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. *American Journal of Botany* 76, 762-768.
- Heywood V. H., 1996. Les plantes à fleurs. Nathan éd., Paris, 335p.
- Hocking P. J., 1981. Responses of *Typha domingensis* to salinity and high levels of manganese in the rooting medium. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 32, 907-919.
- Howard R. A. H., 1979. Flora of the Lesser Antilles ; Leeward and Windward Islands. Vol. 3 Monocotyledoneae. Brooke Thompson-Mills éd., 586p.
- Imbert D. et Dulormne M., 2013. Restauration du couvert forestier dans les espaces inondables d'arrière-mangrove : comment faciliter le retour de la forêt à *Pterocarpus officinalis*. Rapport multigraphié, UAG, 30 p.
- Kim C. et Choi H-K., 2011. Molecular systematics and character evolution of *Typha* (Typhaceae) inferred from nuclear and plastid DNA sequence data. *Taxon* 60, 1417-1428.
- Lagerwall G., Kiker G., Muñoz-Carpena R., Convertino M., James A. et Wang N., 2012. A spatially deterministic approach to modelling *Typha domingensis* (cattail) in an Everglades wetland. *Ecological Processes* 1, 10.
- Lewis J. P., Stofella S. L., Prado D. E., Pire E. F., Franceschi E. A. et Carnevale N. J., 1990. Dynamics and development of floristic richness in the vegetation of a large depressed area of the Great Chaco. *Flora* 184, 63-77.
- Li S., Mendelssohn I. A., Chen H. et Orem W. H., 2009. Does sulfate enrichment promote the expansion of *Typha domingensis* (cattail) in the Florida Everglades ? *Freshwater Biology* 54, 1909-1923.
- Lorenzen B., Brix H., Mendelssohn I. A., McKee K. L. et Miao S. L., 2001. Seed germination of two Everglades species *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. *Aquatic Botany* 66, 169-180.
- Lorenzen B., Brix H., Mendelssohn I. A., McKee K. L. et Miao S. L., 2001. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquatic Botany* 70, 117-133.

- Macek P., Remjankova E. et Leps J., 2010. Dynamics of *Typha domingensis* spread in *Eleocharis* dominated oligotrophic tropical wetlands following nutrient enrichment. *Evol. Ecol.* 24, 1505-1519.
- Mashburn S. J., Scharitz R. R. et Smith M. H., 1978. Genetic variation among *Typha* populations of the southeastern United States. *Evolution* 32, 681-685.
- Miao S. L., Newman S. et Sklar F. H., 2000. Effects of habitat nutrient and seed source on growth and expansion of *Typha domingensis*. *Aquatic Botany* 68, 297-311.
- Miao S. L. et F. H. Sklar, 1997. Biomass and nutrient allocation of sawgrass and cattail along a nutrient gradient in the Florida Everglades. *Wetlands Ecology and Management* 5, 245-263.
- Newman S., Grace J. B. et Koebel J. W., 1996. Effects of nutrients and hydroperiod on *Typha*, *Cladium*, and *Eleocharis*: implications for Everglades restoration. *Ecological Applications* 6, 774-783.
- Palma-Silva C., Albertoni E. F. and de Assis Esteves F., 2005. Clonal growth of *Typha domingensis* Pers., subject to drawdowns and interference of *Eleocharis mutata* (L.) Roem. Et Schult. in a tropical coastal lagoon (Brazil). *Wetlands Ecology and Management* 13, 191-198.
- Peros M. C., Reinhardt E. G. et Davis A. M., 2007. A 6000-year record of ecological and hydrological changes from Laguna de la Leche, north coastal Cuba. *Quaternary Research* 67, 69-82.
- Qian Y., Miao S. L., Gu B. et Li Y. C., 2009. Effects of burn temperature on ash nutrient forms and availability from cattail (*Typha domingensis*) and sawgrass (*Cladium jamaicense*) in the Florida Everglades. *J. Environ. Qual.* 38, 451-464.
- Rodrigues-Santos K., Pereira M. P., Gonçalves Ferreira A. C., de Almeida Rodrigues L. C., de Castro E. M., Fogaroli Corrêa F. et Pereira F. J., 2015. *Typha domingensis* Pers. growth responses to leaf anatomy and photosynthesis as influenced by phosphorus. *Aquatic Botany* 122, 47-53.
- Smith S. G., 1986. The cattails (*Typha*): interspecific ecological differences and problems of identification. *Lake and Reservoir Management* 2, 357-362.
- Smith S. M., Garrett P. B., Leeds J. A. et McCormick P. V., 2000. Evaluation of digital photography for estimating live and dead aboveground biomass in monospecific macrophyte stands. *Aquatic Botany* 67, 69-77.
- Smith S. M., Newman S., Garrett P. B. et Leeds J. A., 2001. Differential effects of surface and peat fire on soil constituents in a degraded wetland of the northern Florida Everglades. *J. Environ. Qual.* 30, 1998-2005.
- Smith S. M. et Newman S., 2001. Growth of southern cattail (*Typha domingensis* Pers.) seedlings in response to fire-related soil transformations in the northern Florida Everglades. *Wetlands* 21, 363-369.
- Stewart H., Miao S. L., Colbert M. et Carraher C. E., 1997. Seed germination of two cattail (*Typha*) species as a function of Everglades nutrient levels. *Wetlands* 17, 116-122.

- Thiam A., 2012. *Etude de la flore, de la végétation et des macrophytes aquatiques proliférants, dans le Delta du fleuve Sénégal et le lac de Guiers (Sénégal)*. Thèse de Doctorat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 240 p.
- Tian H., Xu X., Miao S., Sindhoj E., Beltran B. J. et Pan Z., 2010. Modelling ecosystem responses to prescribed fires in a phosphorus-enriched Everglades wetland : I. phosphorus dynamics and cattail recovery. *Ecological modelling* 211, 1252-1266.
- White S. D. et Ganf G. G., 1998. The influence of convective flow on rhizome length in *Typha domingensis* over a water depth gradient. *Aquatic Botany* 62, 57-70.
- Vélez, I. 1957. Herbaceous Angiosperms of the Lesser Antilles. Inter-American University of Puerto Rico, San German, Puerto Rico .
- Yeo R. R., 1964. Life history of common cattail. *Weeds* 12, 284-288.

## 2- Etude de faisabilité de la cartographie du *Typha domingensis* à partir d'image à très haute résolution spatiale Pléiades

---

### Introduction

La cartographie des zones humides herbacées se fait classiquement avec des images à moyenne résolution spatiale et forte résolution temporelle et spectrale (Di Vittorio, Georgakakos, 2018 ; Peerbhay et al., 2016 ; Collins et al., 2018 ; Chen et al., 2018). Ces images présentent en effet deux avantages incontournables :

1. La forte répétitivité temporelle permet de sélectionner les images à un moment précis dans l'année, généralement lorsque l'espèce ou la formation à cartographier présente une particularité phénologique visible sur les images. L'autre intérêt de la forte répétitivité c'est de pouvoir disposer de spectres temporels d'indices de végétation et ainsi cartographier les différentes formations en les différenciant d'un point de vue de la dynamique saisonnière, ou par des moments particuliers où certaines espèces sont inondées et d'autres pas.
2. La forte résolution spectrale permet d'une manière générale de disposer de bandes moyen infrarouge, dont la particularité est d'être sensible à la teneur en eau des surfaces observées.

La très haute résolution, souvent pauvre d'un point de vue spectral (généralement 4 bandes sont disponibles : trois bandes visibles et une bande proche-infrarouge) est par conséquent assez peu exploitée. Néanmoins, la configuration spatiale du site des Aymes ne permet pas d'utiliser d'images avec des résolutions spatiales supérieures au mètre. La littérature scientifique concernant l'exploitation d'images à très haute résolution spatiale pour la cartographie de zones humides est beaucoup plus pauvre (Tiner et al., 2015), et ces images sont bien souvent croisées avec d'autres images issues de capteurs de natures différentes (RADAR ou Lidar).

Concernant le présent projet, l'utilisation d'une image Pléiades de 2014 a été choisie. Ce capteur possède un faible coût d'acquisition et des images sont régulièrement remises à jour sur différentes plateformes comme GEOSUD ou IGN spatial. La faible diversité spectrale de ces images peut être relativement compensée par la création de néo-canaux, et par l'exploitation de données externes comme le modèle numérique de terrain Litto3D.

L'objectif de cette étude préliminaire est d'apporter des premiers éléments de réflexions sur la cartographie de *Typha* en Guadeloupe via l'exploitation d'images à très haute résolution spatiale couplée à l'utilisation de l'algorithme *Random forest*, et d'effectuer certaines recommandations quant à la poursuite des recherches.

## Matériel et méthode

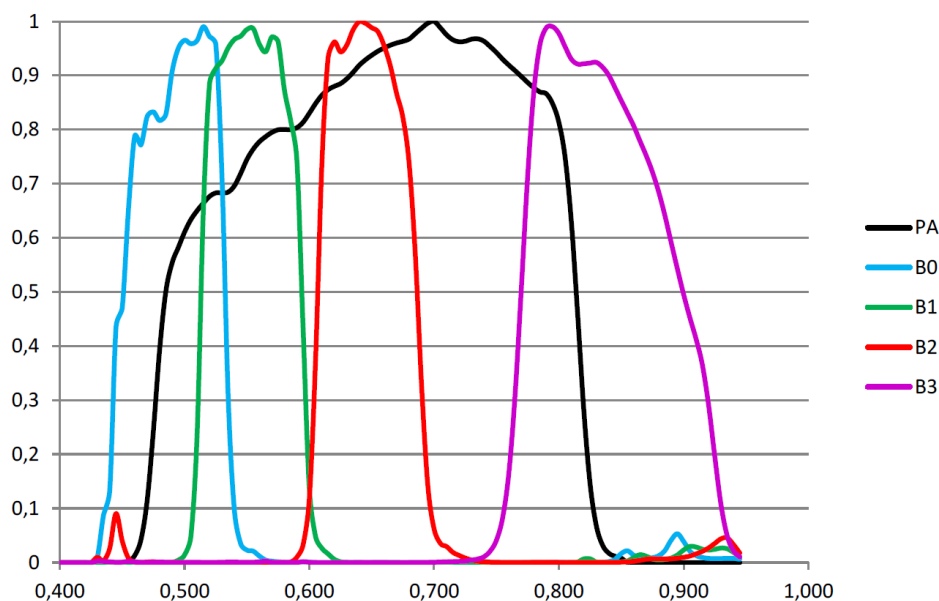
### Acquisition et prétraitement des données

#### Transformation en réflectance et correction atmosphérique de l'image satellite

L'image satellite Pléiade est acquise auprès de l'opérateur de distribution d'images satellites GEOSUD. Les images satellites Pléiades du capteur P1B possèdent les résolutions spectrales et spatiales suivantes :

**Tableau 1-** Résolutions spectrales et spatiales des bandes du capteur Pléiades 1B

Band name	Pixel size (m)	Spectral resolution ( $\mu\text{m}$ )
B0 (panchromatic)	0.5	0.47-0.83
B1 (Blue)	2	0.43-0.55
B2 (Green)	2	0.50-0.62
B3 (Red)	2	0.59-0.71
B4 (NIR)	2	0.74-0.94



**Figure 3-** Courbes normalisées de sensibilité spectrale des capteurs du satellite Pléiades

L'image Pléiades utilisée dans cette étude a été acquise le 14 décembre 2013 à 14h49 dans la configuration géométrique suivante :

- Angles solaire : azimuth =  $155,42^\circ$  ; élévation =  $46,85^\circ$
- Angles du vecteur : orientation =  $179,99^\circ$  ; incidence =  $10,59^\circ$

L'image étant livrée au format GeoTiff au niveau L1C (image ortho-rectifiée et géoréférencée avec le système projection WGS84 UTM 20N), des transformations et corrections des valeurs des pixels sont nécessaires.



Les valeurs d'intensité de rayonnement des pixels notées DN (sans unités) sont transformées une première fois en radiance (notée  $L_\lambda$  et exprimée en  $\text{mW}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}$ ) à partir des données de calibration du capteur produite par *Airbus Defense and Space*. Puis les données sont transformées une seconde fois en réflectance exo-atmosphérique en utilisant l'équation suivante :

$$\rho_\lambda = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot D^2}{E_{sun} \cdot \cos\theta_s}$$

Avec  $D$  la distance terre-soleil en unité astronomique,  $E_{sun}$  l'irradiance exo-atmosphérique solaire moyenne de chaque bande, et  $\theta_s$  l'angle zénithal solaire.

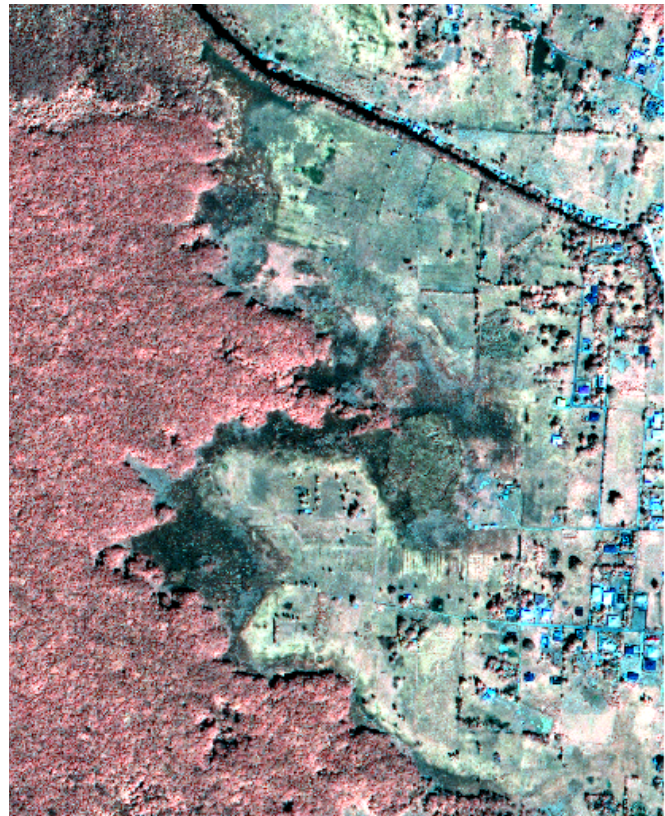
**Tableau 2-** Valeurs des coefficients de calibration de l'image satellite Pléiades

Bands	Gain	Irradiance ( $\text{mW}\cdot\text{m}^2$ )
B1 (Blue)	0.0956	1915
B2 (Green)	0.0955	1830
B3 (Red)	0.0883	1594
B4 (NIR)	0.0581	1060

Enfin les données sont corrigées des effets atmosphériques en utilisant le module FLAASH disponible sous ENVI 5.2 basé sur le modèle de transfert radiatif MODTRAN.

#### Fusion des bandes multispectrales et panchromatique (Figure 4)

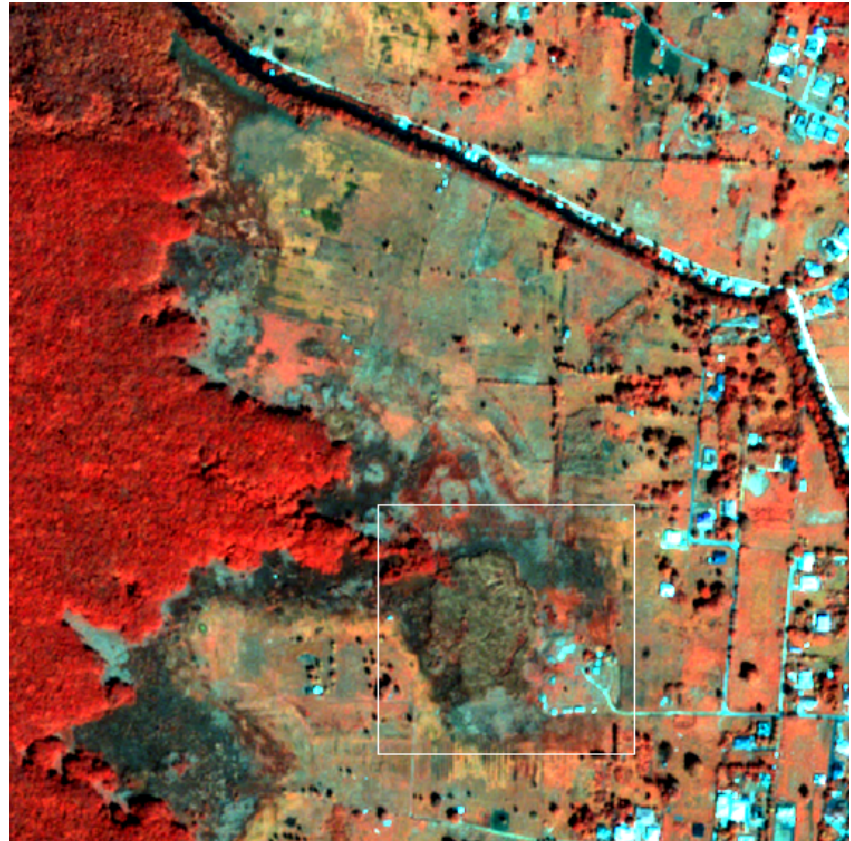
La bande panchromatique (P) du capteur P1B possède une résolution spatiale de 50 cm tandis que les bandes multispectrales (MS) ont une résolution spatiale de 2 mètres. L'idée de la fusion est d'augmenter la résolution spatiale des bandes MS à 50 cm en s'appuyant sur les valeurs de la bande P. Pour ce faire l'algorithme de Gram-Schmidt disponible sous le logiciel ENVI 5.1® est utilisé (Maurer, 2013 ; Johnson, 2014 ; Amro et al., 2011 ; Thomas, 2006).



**Figure 4-** Site de Golconde. Fusion des bandes multi-spectrales et panchromatique.

### Création du masque du secteur-test (Figure 5)

Le masque du secteur-test correspond à une emprise rectangulaire tracée manuellement autour de la zone de *Typha*. Cette emprise a été tracée en tenant compte de l'intégration de différentes surfaces : *Typha*, forêt à *Pterocarpus*, zone habitées, champs, autres couverts herbacés. Une typologie plus affinée de ces différents éléments est présentée dans les sections suivantes.



**Figure 5-** Délimitation du secteur-test sur le site de Golconde

### Création des néo-canaux

#### Calculs des indices de végétation

Partant du principe que la hauteur et le fort recouvrement de *Typha* peuvent être des paramètres très impactant sur la réflectance globale et donc potentiellement discriminant dans la classification, il a été choisi plusieurs indices de végétation mettant en évidence d'une part la « densité » de la végétation ou, à l'inverse, l'intensité de la réflectance du background (sol ou eau).

Tous les indices utilisés sont calculés à partir des bandes MS de l'image avant fusion. La résolution des indices est donc de 2 mètres en sortie. Cette résolution spatiale est ensuite augmentée à 50 cm à l'aide de la fonction *resample* disponible sous le *package raster* (v. 2.7-15)<sup>1</sup> et de la méthode bilinéaire. Le tableau suivant donne toutes les équations utilisées pour chaque indice.

<sup>1</sup> Robert J. Hijmans (2018). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.7-15. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

<sup>2</sup> Alboukadel Kassambara and Fabian Mundt (2017). factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data

**Tableau 3- Liste des indices de végétation utilisés**

Nom de l'indice	Formule
<b>NDVI - Normalized Difference Vegetation Index</b>	$NDVI = \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{\rho_{nir} + \rho_{red}}$
<b>GNDVI - Green Normalized Difference Vegetation Index</b>	$GNDVI = \frac{\rho_{nir} - \rho_{green}}{\rho_{nir} + \rho_{green}}$
<b>EVI - Enhanced Vegetation Index</b>	$EVI = G \times \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{((\rho_{nir} + C1 \times \rho_{red})(C2 \times \rho_{blue} + L))}$
<b>GRVI - Green Red Vegetation Index</b>	$GRVI = \frac{\rho_{green} - \rho_{red}}{\rho_{green} + \rho_{red}}$
<b>LAI - Leaf Area Index</b>	$LAI = 0.0158 \times e^{(8.7761 \times GNDVI)}$
<b>WIM - Water Index Modified</b>	$WIM = \frac{\rho_{blue} - \rho_{nir}}{\rho_{blue} + \rho_{nir}}$
<b>SARVI - Soil and Atmospherically Resistant Vegetation Index</b>	$SARVI = \frac{(\rho_{nir} - RB) \times (1 + L)}{\rho_{nir} + RB + L}$ Avec $RB = \rho_{red} - \text{Gamma} \times (\rho_{blue} - \rho_{red})$ Gamma = aerosol content stabilization factor : 1 L = Vegetation cover correction factor : 0.5

#### Calculs des fractions issues du démixage de l'image

En complémentarité avec l'utilisation d'indices de végétation, de nombreuses études utilisent également les analyses par démixage spectral linéaire (Braun, Martin, 2003 ; Drake et al., 1999 ; Guerschman et al., 2015 ; Stagakis et al., 2016). L'algorithme de démixage ou démixage linéaire hautement contraint (*Fully Constrained Linear Spectral Unmixing* – FCLSU) de l'image satellite permet de quantifier les contributions spectrales individuelles de différentes surfaces (appelées *endmembers*) à l'intérieur de chaque pixel. En effet, la signature spectrale d'un pixel correspond rarement à la signature « pure » d'une surface homogène. Les signatures spectrales de chaque pixel sont dites mixtes car elles sont la résultante d'une combinaison (mélange) des signatures des différentes surfaces incluses dans l'aire de recouvrement de l'IFOV (*Instantaneous Field Of View*) du capteur correspondant à la position géographique du pixel.

Ces mélanges peuvent être appréhendés au travers d'une relation linéaire entre l'intensité d'une signature pure (*endmember*) et l'abondance de ce même *endmember* présente dans le pixel. Cette relation peut être formalisée sous l'équation suivante :

$$R_k = \sum_i^n a_i E_{i,k} + \xi_k$$

avec  $R_k$  = valeur de réflectance du pixel dans la longueur d'onde  $k$ ,  $a_i$  = abondance du *endmember*  $i$ ,  $E_{i,k}$  = réflectance du *endmember*  $i$  à la longueur d'onde  $k$ ,  $\xi_k$  = erreur de modélisation à la longueur d'onde  $k$ , et  $n$  = nombre de *endmembers*.

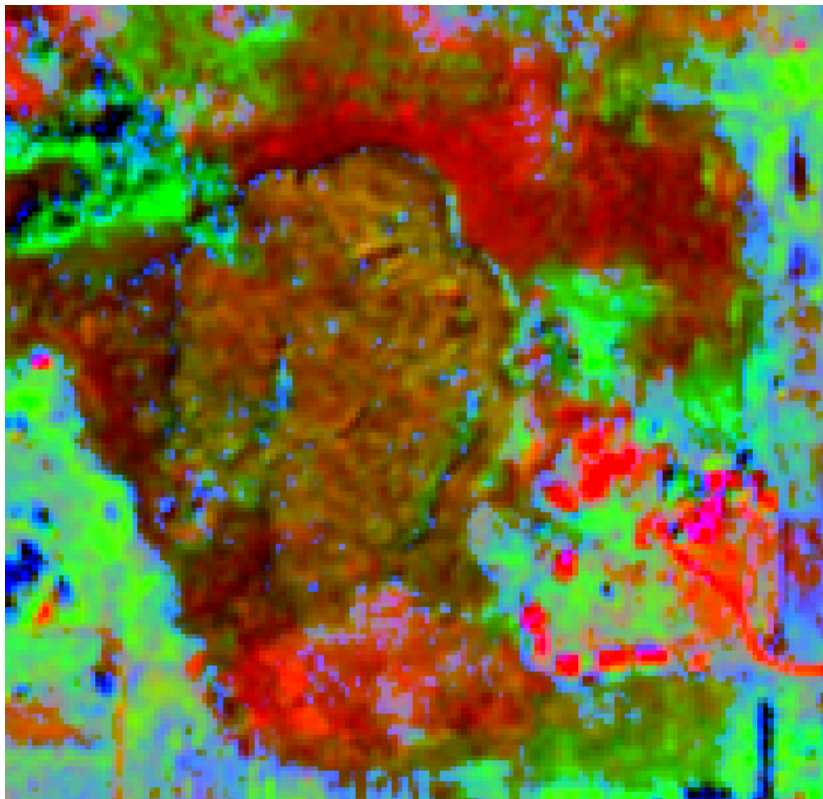
Les résultats du démixage sont appelés les fractions et sont proportionnelles à la contribution de chaque *endmembers*. Cela signifie qu'une fraction de 50% d'un

*endmember* dans la signature d'un pixel signifie que le pixel recouvre une surface composée à 50% par ce *endmember* (par exemple 50 % de végétation). Cette proportion peut ensuite être ramenée à une surface, dans le cas présent les pixels faisant 2 mètres de résolution spatiale, ils recouvrent donc chacun une surface de 4 m<sup>2</sup>, et pour reprendre l'exemple donnée plus haut, cela signifie qu'il y a 2 m<sup>2</sup> de végétation dans le pixel.

Ce modèle linéaire est dit hautement contraint (*Fully Constrained*) car il fait la double hypothèse de somme et de non-négativité. L'hypothèse de somme est que pour chaque pixel la somme des fractions doit être égale à 1, et l'hypothèse de non-négativité est que les fractions ne peuvent avoir une valeur négative.

Dans le cas de cette étude, 4 *endmembers* ont été retenus : la végétation, l'eau, l'ombre et le sol. Les *endmembers* de chacune de ces surfaces sont constitués d'une moyenne de 10 spectres sélectionnés manuellement sur l'image. Les spectres de végétation ont été sélectionnés sur les étendues de forêt à *Pterocarpus* présentant le NDVI le plus important, les spectres d'eau ont été sélectionnés sur une zone de mer profonde, les spectres de sol sur une surface de sol nu proche du secteur d'étude, et les spectres d'ombres ont été sélectionnés dans des étendues de sol nu à l'ombre de certains bâtiments. Chaque groupe de 10 spectres sont ensuite moyennés permettant d'obtenir un spectre représentatif de chaque type de surface : les quatre *endmembers*.

Le modèle FCLSU est appliqué aux bandes MS de l'image Pléiades à la résolution spatiale de 2 mètres (avant fusion). En sortie (figure 6), les quatre images VF (*Vegetation Fraction*), WF (*Water Fraction*), SF (*Soil Fraction*) et ShF (*Shadow Fraction*) sont ré-échantillonnées à la résolution spatiale de 50 cm via une méthode bilinéaire.



**Figure 6-** Application de l'algorithme FCLSU au secteur d'étude.



### Calculs des variables texturales

Comme pour les indices de végétation, la structure des peuplements de *Typha* peut être un paramètre impactant significativement l'organisation globale des valeurs des pixels, laquelle peut être appréhendée via l'utilisation d'indices texturaux. Dans cette étude, la méthode de texture de second ordre, *Grey Level Co-Occurrence Matrix* (GLCM) de Haralick a été utilisée (Gebejes, Huertas, 2013 ; Yang, 2009). Les informations texturales sont calculées à partir de la bande fusionnée proche-infrarouge (B4) à 50 cm de résolution spatiale comme cela a pu être effectué dans d'autres études (Lebourgeois et al., 2017).

La taille des matrices de GLCM dépend de la profondeur d'encodage de l'image. Ainsi pour une image encodée en 11-bits, la matrice de chaque pixel peut présenter 4 millions de valeurs (2048\*2048 valeurs). Afin de diminuer la taille des matrices et de réduire les temps de traitement, la profondeur d'encodage de l'image proche infrarouge a été ramenée à 8-bits (256\*256 valeurs). Par ailleurs, la diminution de la profondeur d'encodage permet de diminuer le nombre de valeurs possibles et augmente ainsi mécaniquement la possibilité d'avoir des valeurs similaires (co-occurrences), ce qui réduit la probabilité d'avoir des matrices avec des valeurs nulles et donc augmente la validité statistique des variables texturales ainsi générées.

Les variables texturales sont calculées dans toutes les directions, cela signifie concrètement que chaque pixel d'une variable texturale représente la moyenne de ce pixel de cette variable dans quatre directions : 0 – 45 – 90 et 180°. Les variables texturales sont également calculées avec une fenêtre de 3\*3 ; 5\*5 et 9\*9 pixels. Chaque variable texturale est donc décuplée en 3 variations possibles.

Seuls les indices présentant des valeurs significatives ont été conservés, à savoir : *contrast, dissimilarity, entropy, homogeneity, mean* et *second moment*.

### Modèle Numérique de Terrain Litto3D

Le modèle numérique de terrain Litto3D est acquis auprès de l'IGN. L'ensemble des dalles de la zone d'étude sont ensuite compilées (*merging*) puis ré-échantillonné à 50 cm pour correspondre à la résolution spatiale de l'image satellite avant d'être découpée autour de la zone d'étude

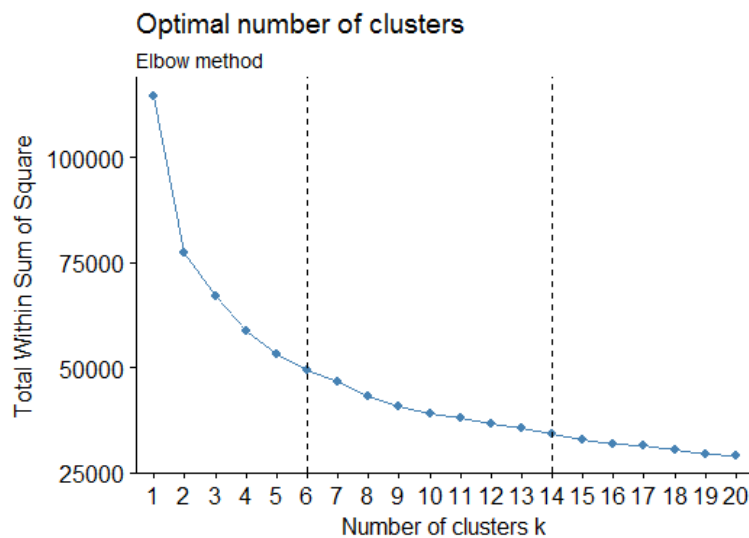
## Classifications des images

### Typologie végétale, nombre de classes et typologie cartographique

L'algorithme de *machine learning* qu'est RF fait partie des algorithmes de classification dite « supervisée », c'est-à-dire que l'opérateur décide en amont du processus de classification, du nombre de classe qu'il souhaite cartographier et de leur nature. La plupart du temps, ces classes sont prédéterminées par une typologie de la végétation, elle-même construites à partir d'observations terrain, qu'elles soient ou non supportées par des analyses phytosociologiques. Dans le cas présent, la typologie existante ne concerne que la partie marécageuse et fait état de trois formations végétales herbacées (*Thypha dominigensis, Eleocharis mutata* et *Echinochloa guadeloupensis*). Ces ensembles végétatifs ne représentent toutefois pas l'intégralité des surfaces incluses dans l'image et ne permettraient pas d'avoir un échantillon significatif de la variabilité des pixels présent dans l'image.

Pour déterminer le nombre optimum de classes, plusieurs indices basés sur l'analyse des variances intra/intergroupes ont été calculés. Afin d'économiser du temps de traitement, les algorithmes permettant le calcul de ces indices seront exécutés sur un échantillon aléatoire de 5000 pixels. Par ailleurs certains de ces indices sont sensibles aux fortes corrélations entre les variables (ce qui est particulièrement le cas entre les variables texturales calculées avec des tailles de fenêtres différentes). Pour pallier cette limitation, il a été choisi de ne conserver, en plus des autres variables, que les variables texturales calculées avec une fenêtre 3\*3 pixels.

Le premier indice repose sur la « méthode du coude » (*Elbow method*). L'algorithme *K-means* est réitéré vingt fois, et pour chaque itération, la variance intra-groupe est mesurée.



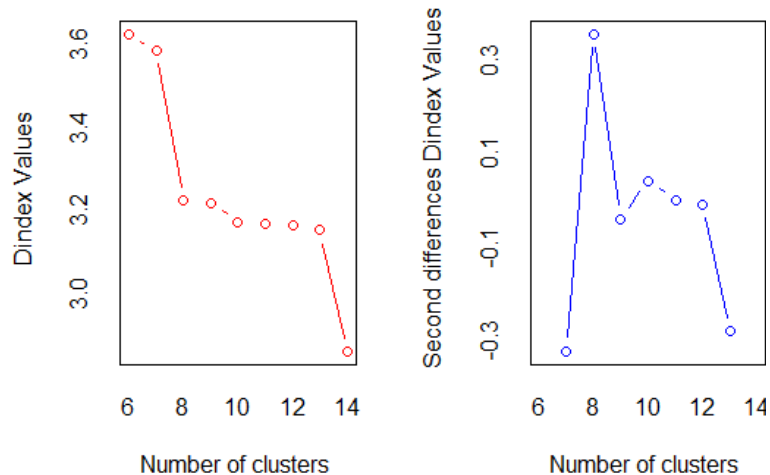
**Figure 7-** Evolution de la variance intergroupe en fonction du nombre de classe lors d'un processus de clusterisation *K-mean*

Etant donné la configuration de l'image, il ressort qu'un nombre de deux classes est optimal, néanmoins ce résultat n'est pas compatible avec la typologie qui compte déjà trois classes. La méthode du coude semble montrer un seuil asymptotique de variance intra-classe entre les valeurs 6 et 14 classes. C'est dans cet intervalle que le nombre de classe doit se situer, mais des analyses complémentaires sont nécessaires pour affiner cette valeur.

Le package *factoextra*<sup>2</sup> permet de calculer ainsi 30 indices, chacun identifiant un nombre de classe optimal. Le nombre de classe choisi correspond au nombre ayant remporté le plus de vote. L'algorithme a été appliqué sur le jeu de données, avec 6 comme nombre de classe minimum et 14 comme nombre de classe maximum.

<sup>2</sup> Alboukadel Kassambara and Fabian Mundt (2017). *factoextra*: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.5. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>

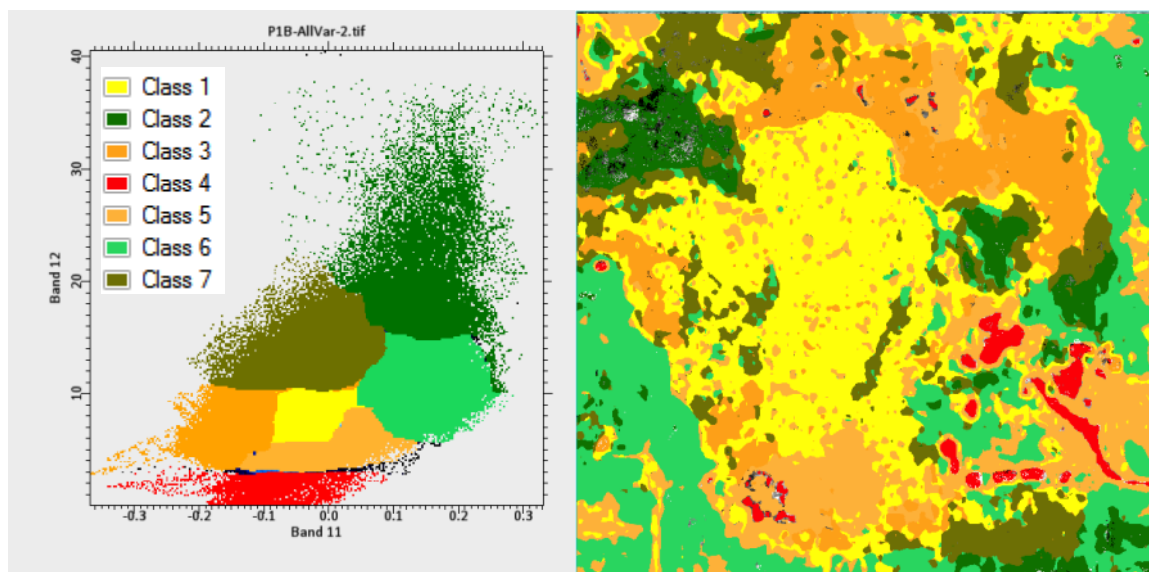




Selon cette méthode, le nombre de classe ayant reçu le plus de vote est 8, cela signifie que huit classes sont nécessaires pour optimiser la significativité statistique des classes.

#### Délimitation des aires d'entraînement et évaluation de leurs représentativité (figure 8)

La délimitation des aires d'entraînement s'appuie sur la visualisation graphique et cartographique de la représentativité des différents clusters. Cette visualisation peut être effectuée grâce au logiciel ENVI 5.1.



**Figure 8-** Sur cette capture d'écran, il apparaît seulement 7 clusters délimités manuellement sur le plan bidimensionnel formé par le couple de bande B11-B12 (GRVI-LAI) à gauche.

La détermination des aires d'entraînement étant une étape décisive à la base de la classification, elle doit être évaluée. La significativité statistique des aires d'entraînement par rapport au jeu de données dans sa globalité peut être quantifiée via l'indice de Jeffries-Matusita (tableau 4). Cet indice est calculé sur les bandes 1 à 18, ce qui exclue les bandes texturales ces dernières présentant des valeurs trop faibles. Le résultat du calcul de cet indice est donné dans le tableau 4. Les scores étant satisfaisants, c'est-à-dire proche de la valeur 2, cela signifie que les aires d'entraînement sont significativement distinctes d'un point de vue statistique. Ces aires d'entraînement représentant quasiment la globalité de l'image, il est normal d'obtenir une séparabilité aussi importante.

**Tableau 4- Valeur de l'indice de Jeffries-Matusita pour les 7 aires d'entraînement**

Class 1:	Class 2:	Class 3:
Class 2: (1.99999578 2.00000000)	Class 1: (1.99999578 2.00000000)	Class 1: (1.99997960 2.00000000)
Class 3: (1.99997960 2.00000000)	Class 3: (1.99999995 2.00000000)	Class 2: (1.99999995 2.00000000)
Class 4: (1.94263792 1.99999946)	Class 4: (1.99799033 2.00000000)	Class 4: (1.99999401 2.00000000)
Class 5: (1.98168161 2.00000000)	Class 5: (1.99999867 2.00000000)	Class 5: (1.97788501 2.00000000)
Class 6: (1.99397311 2.00000000)	Class 6: (1.99990359 2.00000000)	Class 6: (1.99999934 2.00000000)
Class 7: (1.98325571 2.00000000)	Class 7: (1.99999991 2.00000000)	Class 7: (1.98260695 2.00000000)
Class 4:	Class 5:	Class 6:
Class 1: (1.94263792 1.99999946)	Class 1: (1.98168161 2.00000000)	Class 1: (1.99397311 2.00000000)
Class 2: (1.99799033 2.00000000)	Class 2: (1.99999867 2.00000000)	Class 2: (1.99990359 2.00000000)
Class 3: (1.99999401 2.00000000)	Class 3: (1.97788501 2.00000000)	Class 3: (1.99999934 2.00000000)
Class 5: (1.99320469 2.00000000)	Class 4: (1.99320469 2.00000000)	Class 4: (1.99156971 2.00000000)
Class 6: (1.99156971 2.00000000)	Class 6: (1.99997958 2.00000000)	Class 5: (1.99997958 2.00000000)
Class 7: (1.99990141 2.00000000)	Class 7: (1.97928162 1.99999309)	Class 7: (1.99796134 2.00000000)
Class 7:		
Class 1: (1.98325571 2.00000000)		
Class 2: (1.99999991 2.00000000)		
Class 3: (1.98260695 2.00000000)		
Class 4: (1.99990141 2.00000000)		
Class 5: (1.97928162 1.99999309)		
Class 6: (1.99796134 2.00000000)		

Le regroupement des pixels en sept clusters semble être pertinent au regard de la variabilité du nuage de point représenté sur la partie gauche de la figure 8. Néanmoins, il est à noter que le cluster 1 ici représenté en jaune clair ne permet pas de dissocier la zone de Typha (au centre de l'image) des zones de transition entre marais et prairies. En réalité un huitième cluster, provenant de la séparation en deux groupes du cluster 1, est nécessaire pour dissocier les Typha et les zones de transition marais/prairies. Malheureusement cette séparabilité n'est pas visible sur le plan bidimensionnel utilisé ici. Cela ne signifie pas qu'elle n'est pas possible sur d'autres plans pluridimensionnels avec d'autres combinaisons de bandes et c'est justement là tout l'intérêt de l'utilisation de méthodes faisant appel au *machine learning* comme *Random Forests*. La division du cluster 1 en deux clusters différents (1 et 8) a donc été effectuée manuellement et un huitième cluster, représentant uniquement les typhas, a été généré (le cluster 1 ne représentant donc plus que les zones de transition marais/prairies).

Afin de comparer l'apport de la séparation du cluster 1 en deux clusters distincts, la classification random forest sera appliquée aux deux jeux de données, à savoir l'un contenant 7 classes et l'autre 8.

Ces aires d'entraînement sont ensuite exportées en format vectoriel. Par la suite, des échantillons de 1000 pixels sélectionnés aléatoirement par aire d'entraînement sont extraits et servent de données d'entraînement à la classification.

## Résultats

### Classification Random Forests

L'algorithme RF est appliqué sur un jeu de données de 7000 points correspondant aux pixels sélectionnés aléatoirement sur l'image en fonction des aires d'entraînement. Le nombre de variables sélectionnées à chaque nœud de l'arbre a été fixé à 30 (sur les 41 variables du jeu de données). Cette valeur a été calculée grâce à la fonction *tuneRF* qui permet d'optimiser la valeur du *mtry* en fonction de l'erreur de l'OOB (Out Of Bag). Ainsi la valeur de 30 variables aléatoire à chaque nœud permet d'obtenir la plus faible valeur d'OOB (tableau 5).

**Tableau 5- Résultat de l'optimisation du modèle RF**

Mtry	OOB error (%) 7 classes	OOB error (%) 8 classes
2	10,0	9,32
6 ( $\sqrt{p}$ )	4,7	6,46
30	4,27	5,6
38	4,27	5,66

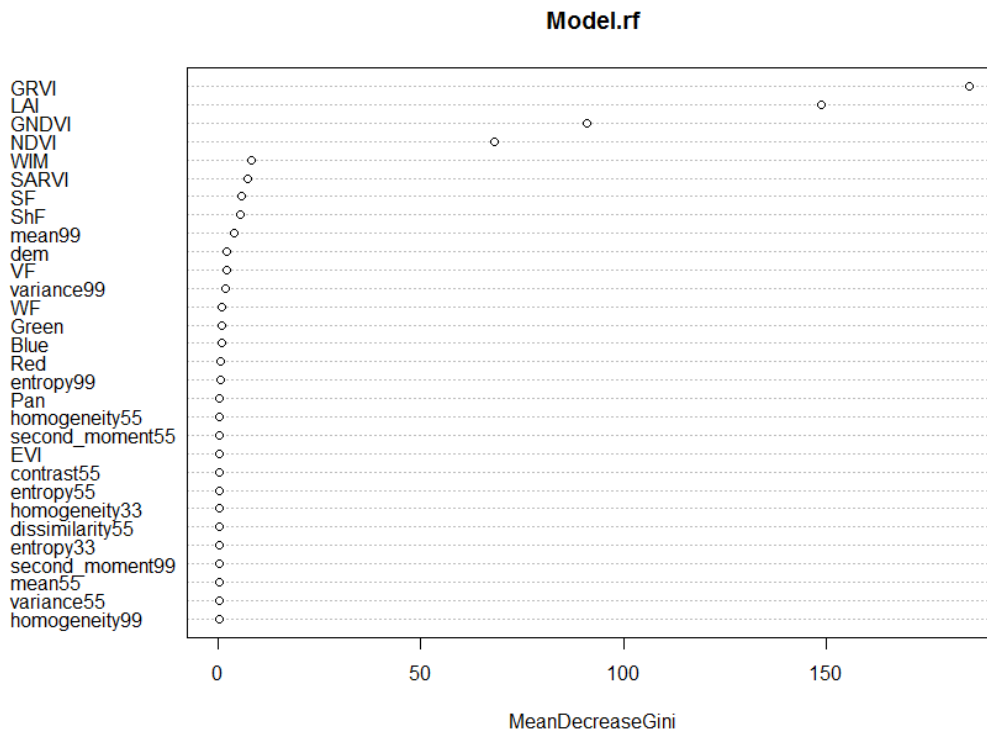
Avec cette valeur de *mtry* fixée à 30, le modèle donne une erreur OOB de 5,62 %.

La matrice de confusion donne également des résultats concluants :

```
Confusion matrix with 7 classes:
  1  2  3  4  5  6  7 class.error
1 187  0  0  1  0  2  0  0.01578947
2  0 14  0  1  0  0  0  0.06666667
3  0  0 51  0  0  0  0  0.00000000
4  1  1  0 108  1  0  0  0.02702703
5  5  0  1  0 163  0  3  0.05232558
6  2  0  0  4  0 81  1  0.07954545
7  1  0  2  0  2  0 46  0.09803922
```

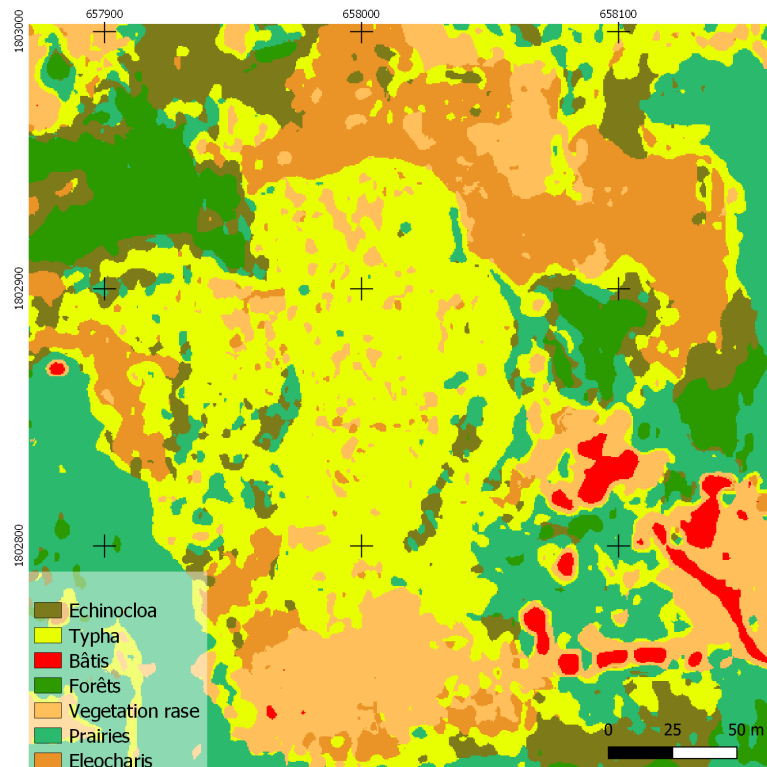
```
Confusion matrix with 8 classes:
  1  2  3  4  5  6  7  8 class.error
1 452  0  0  4  2  2  2 230 0.346820809
2  0 112  0  6  0  0  0  0 0.050847458
3  0  0 517  0  2  0  1  0 0.005769231
4  4  6  0 1162  0  5  0  4 0.016088061
5  4  0  2  4 1950  0  2  3 0.007633588
6  4  0  0  8  0 986  3  1 0.015968064
7  1  0  2  0  2  4 647  2 0.016717325
8 120  0  0  4  1  3  0 1526 0.077388150
```

La modélisation *Random Forest* (figure 9) permet également de quantifier la contribution de chaque variable dans la classification via l'utilisation de l'indice de Gini. Le graphique suivant montre ainsi les variables les plus significatives.



**Figure 9-** Valeur de l'indice décroissant de Gini pour les 30 premières variables du jeu de données pour la classification à 8 classes. A noter que les variables les plus contributives sont les indices de végétation et les fractions.

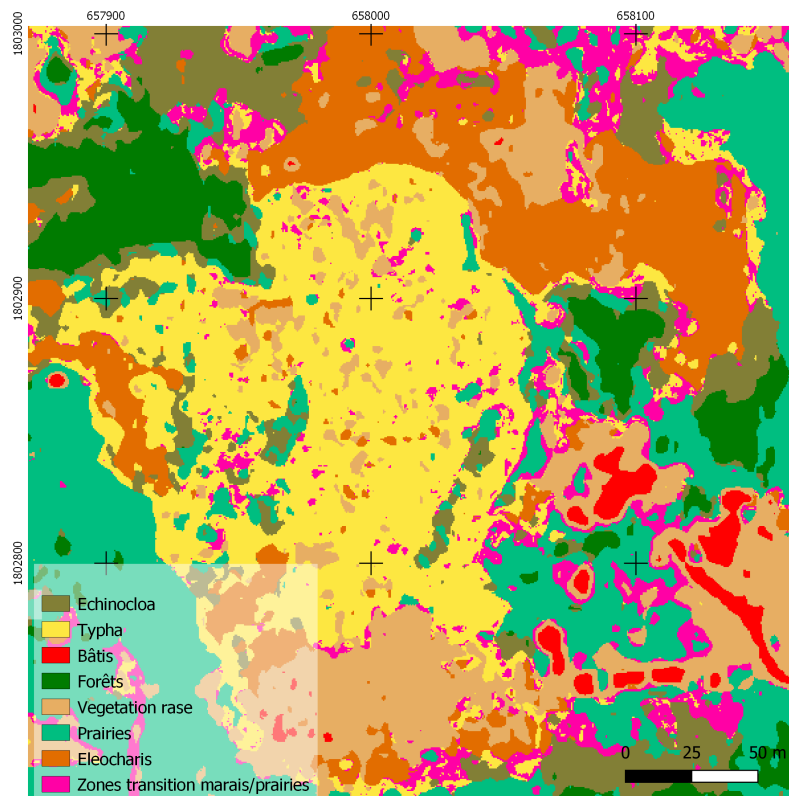
Le résultat cartographique (figure 10) est évidemment lié à la nature des aires d'entraînement utilisées.



**Figure 10-** Résultat de la classification *Random Forest*. Cette carte est calculée sur 7000 pixels issus des 7 aires d'entraînement et appliquée à l'image contenant les 41 bandes.

La classification de l'image n'est pas optimale au regard des peuplements de Typha qui se concentrent dans la zone marécageuse. La confusion entre les peuplements de Typha et les zones de transition prairie/marais, soulignée au moment de la détermination des aires d'entraînement, se retrouve automatiquement dans le résultat de la classification.

La séparation du cluster 1 en deux clusters distincts (Typha et zones de transition) permet d'améliorer significativement la détermination de l'extension du Typha. Sur la carte de la figure 11, les zones représentées ici volontairement en violet vif permettent de visualiser les zones de confusion qui ont été exclues.



**Figure 11-** *Résultat de la classification Random Forest calculée sur 8000 pixels issus des 8 aires d'entraînement et appliquée à l'image contenant les 41 bandes*

## Discussion et recommandations

L'approche adoptée ici répond à plusieurs contraintes en termes d'objectifs, de temps de réalisation, d'acquisition de données et de résultats attendus. Rappelons toutefois que l'objectif ici n'est pas d'aboutir à une cartographie précise des peuplements de *Typha*, mais bien d'explorer les possibilités offertes par l'imagerie THRS pour la spatialisation de ce peuplement.

Les résultats présentés, bien que peu satisfaisants, cachent néanmoins d'autres méthodes qui ont été testées et qui se sont avérées également insatisfaisantes. Par exemple, il a été envisagé au départ d'utiliser l'approche orientée-objet. Cette dernière n'a rien donné car la délimitation des objets, bien qu'appuyée par des algorithmes d'optimisation du *scale parameter*, générait d'avantage de confusion en mélangeant les types de surfaces de natures différentes et en séparant des surfaces de natures similaires. Il a également été envisagé une approche hiérarchique, discriminant d'abord des grands ensembles thématiques (marais, forêts, prairies), puis à l'intérieur de chaque grand ensemble, un second niveau de précision pouvait être analysé (marais à *Typha*, marais à *Echinochloa*, etc.). Là encore cette approche s'est avérée peu concluante du fait en particulier de confusions trop importantes entre les zones de marais et les prairies. Au final, l'approche présentée ici est celle présentant les meilleurs résultats.

La méthode de délimitation des aires d'entraînement, peu orthodoxe, est également discutable, puisque ces aires sont délimitées sur un graphique en nuage de points entre deux variables, plutôt que par des relevés terrain. Ce choix s'explique par l'absence de relevés terrain contemporains à l'acquisition de l'image. Aujourd'hui toute la zone est couverte de *Typha* et il n'est alors plus possible de vérifier actuellement l'existence de ces ensembles végétatifs. De fait, la cartographie a été effectuée en partie en aveugle. C'est également cette contrainte qui n'a pas permis l'utilisation d'une typologie aboutie de la végétation du marais.

Malgré ces limites, plusieurs enseignements peuvent être tirés de cette étude préliminaire :

- L'utilisation des images THRS à 4 bandes s'avère insuffisante pour discriminer de manière satisfaisante et automatisée les peuplements à *Typha* du reste de la végétation. Des confusions importantes ont lieu entre *Typha* et la végétation de transition entre le marais et les prairies. Des améliorations pourraient être attendues dans le cas de l'utilisation de données THRS contenant plus de bandes, et en particulier des bandes moyen infra-rouge. Ces données restent pour l'instant très chères à l'acquisition pour un résultat pour l'instant incertain ;
- Le recours à des méthodes de classification automatisées nécessite l'utilisation d'une typologie de la végétation, laquelle, si elle n'est pas bien définie à l'avance, peut être source d'erreur au moment de la classification à proprement parler. En effet, les classifications automatisées sont basées sur le principe de la dissociation entre un groupe de pixels homogènes et un ou plusieurs autres groupes homogènes. Lors d'une classification supervisée, pour qu'elle soit efficace, l'opérateur doit définir des aires d'entraînement qui correspondent à la fois à ce qu'il cherche à spatialiser, et également correspondre à la distribution statistique des pixels. Ainsi, si l'opérateur omet d'intégrer dans sa classification un groupe de pixel homogène, alors les algorithmes vont tenter de rattacher les groupes définis par l'opérateur à ce groupe non-défini, ce qui entraîne des confusions. Dans le cas de cette étude, la typologie de la végétation du marais n'est pas clairement déterminée ; il conviendrait à terme d'optimiser cette typologie avec l'appui



de relevés terrain. Il est alors impératif que ces relevés terrain soient parfaitement synchrones avec les dates d'acquisition des données satellites. Cette typologie pourrait également intégrer des classes mixtes correspondant à des mélanges entre différentes végétations. Ici les approches horizontales et verticales (ou hiérarchisées) ont été mélangées (Tiner et al., 2015) : la zone de marais fait l'objet de trois classes différentes tandis que les autres zones sont simplement identifiées sans plus de précision (par exemple la zone forêt ne dissocie pas mangrove et forêt à *Pterocarpus*). Or cette différence de degré de précision entre les classes contribue là encore à augmenter les risques de confusion. Par la suite des méthodes plus rigoureuses de construction des typologies végétales devront être utilisées ;

- L'utilisation d'algorithmes de classification qui, par définition, permettent de classer un ensemble d'information en plusieurs classes, n'est sans doute pas la meilleure solution lorsqu'il s'agit de déterminer un seul type de végétation. Pour les recherches futures, il est conseillé de changer de stratégie de détection et d'avoir recours à :
  - Une méthode manuelle de détection, comme la photo-interprétation par exemple ;
  - Une méthode par seuillage, qui permet de discriminer deux ensembles (ici les peuplements à *Typha* du reste de la végétation). Ces approches nécessitent toutefois d'avoir des variables dans lesquelles ces deux sous-ensembles peuvent être efficacement discriminés, ce qui ne semble pas être le cas avec les données THRS à 4 bandes utilisées ici.

La photo-interprétation, qui consiste en une identification et digitalisation manuelle des objets cartographiques à partir de l'interprétation visuelle par l'opérateur de l'image satellite, semble aujourd'hui être la meilleure piste à suivre pour suivre l'évolution spatiale des peuplements à *Typha* et cela pour plusieurs raisons :

- Elle échappe aux considérations énumérées dans les points ci-dessus, à savoir notamment l'utilisation d'une typologie ou l'existence de variables THRS discriminantes ;
- Elle peut être appliquée sur un grand jeu de données, notamment des images aériennes, des données satellites anciennes (calibrée ou non, RVB ou multispectrales, ...), etc. tant que la nature des données et leur précision spatiale demeurent homogènes ;
- Elle est très facile à mettre en œuvre, tant d'un point de vue des compétences techniques, que des données utilisables.

Pour ces raisons, la photo-interprétation est la méthode qui semble permettre un suivi dans le temps efficace de l'évolution des peuplements à *Typha*, et pourrait être exercée directement via les données d'archives disponibles sous Google earth® ou Geopotrail.

## Références bibliographiques

- AMRO, Israa, MATEOS, Javier, VEGA, Miguel, MOLINA, Rafael et KATSAGGELOS, Aggelos K, 2011. A survey of classical methods and new trends in pansharpening of multispectral images. In : *EURASIP Journal on Advances in Signal Processing*. 2011. Vol. 2011, n° 1, p. 79. DOI 10.1186/1687-6180-2011-79.
- BRAUN, M. et MARTIN, H., 2003. Mapping imperviousness using NDVI and linear spectral unmixing of ASTER data in the Cologne-Bonn region (Germany). In : *Proceedings of the SPIE 10th International Symposium on Remote Sensing*. Barcelona, Spain : s.n. 8 septembre 2003.
- CHEN, Wei, ZHANG, Shuai, LI, Renwei et SHAHABI, Himan, 2018. Performance evaluation of the GIS-based data mining techniques of best-first decision tree, random forest, and naïve Bayes tree for landslide susceptibility modeling. In : *Science of The Total Environment*. 10 décembre 2018. Vol. 644, p. 1006 - 1018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.06.389.
- COLLINS, L., GRIFFIOEN, P., NEWELL, G. et MELLOR, A., 2018. The utility of Random Forests for wildfire severity mapping. In : *Remote Sensing of Environment*. 1 octobre 2018. Vol. 216, p. 374-384. DOI 10.1016/j.rse.2018.07.005.
- DI VITTORIO, Courtney A. et GEORGAKAKOS, Aris P., 2018. Land cover classification and wetland inundation mapping using MODIS. In : *Remote Sensing of Environment*. 1 janvier 2018. Vol. 204, p. 1-17. DOI 10.1016/j.rse.2017.11.001.
- DRAKE, Nick A., MACKIN, Steve et SETTLE, Jeff J., 1999. Mapping Vegetation, Soils, and Geology in Semiarid Shrublands Using Spectral Matching and Mixture Modeling of SWIR AVIRIS Imagery. In : *Remote Sensing of Environment*. avril 1999. Vol. 68, n° 1, p. 12-25. DOI 10.1016/S0034-4257(98)00097-2.
- GEBEJES, A. et HUERTAS, R., 2013. Texture Characterization based on Grey-Level Co-occurrence Matrix. In : *12. Artificial Intelligence and Image processing*. S.l. : s.n. 25 mars 2013.
- GUERSCHMAN, Juan P., SCARTH, Peter F., MCVICAR, Tim R., RENZULLO, Luigi J., MALTHUS, Tim J., STEWART, Jane B., RICKARDS, Jasmine E. et TREVITHICK, Rebecca, 2015. Assessing the effects of site heterogeneity and soil properties when unmixing photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil fractions from Landsat and MODIS data. In : *Remote Sensing of Environment*. mai 2015. Vol. 161, p. 12-26. DOI 10.1016/j.rse.2015.01.021.
- JOHNSON, Brian, 2014. Effects of Pansharpening on Vegetation Indices. In : *ISPRS International Journal of Geo-Information*. 2 avril 2014. Vol. 3, n° 2, p. 507-522. DOI 10.3390/ijgi3020507.
- LEBOURGEOIS, Valentine, DUPUY, Stéphane, VINTROU, Élodie, AMELINE, Maël, BUTLER, Suzanne et BÉGUÉ, Agnès, 2017. A Combined Random Forest and OBIA Classification Scheme for Mapping Smallholder Agriculture at Different Nomenclature Levels Using

- Multisource Data (Simulated Sentinel-2 Time Series, VHRS and DEM). In : *Remote Sensing*. 11 mars 2017. Vol. 9, n° 3, p. 259. DOI 10.3390/rs9030259.
- MAURER, T., 2013. How to pan-sharpen images using the Gram-Schmidt pan-sharpen method - a recipe. In : *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 2013. Vol. XL-1/W1, p. 239–244. DOI 10.5194/isprsarchives-XL-1-W1-239-2013.
- PEERBHAY, Kabir, MUTANGA, Onesimo, LOTTERING, Romano et ISMAIL, Riyad, 2016. Mapping *Solanum mauritianum* plant invasions using WorldView-2 imagery and unsupervised random forests. In : *Remote Sensing of Environment*. 1 septembre 2016. Vol. 182, p. 39-48. DOI 10.1016/j.rse.2016.04.025.
- STAGAKIS, Stavros, VANIKIOTIS, Theofilos et SYKIOTI, Olga, 2016. Estimating forest species abundance through linear unmixing of CHRIS/PROBA imagery. In : *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. septembre 2016. Vol. 119, p. 79-89. DOI 10.1016/j.isprsjprs.2016.05.013.
- THOMAS, C., 2006. *Fusion d'images de résolution spatiales différentes*. S.l. : Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- TINER, Ralph W., LANG, Megan W. et KLEMAS, Victor V., 2015. *Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances*. S.l. : CRC Press. ISBN 978-1-4822-3738-2.
- YANG, Xiaojun (éd.), 2009. *Remote sensing and geospatial technologies for coastal ecosystem assessment and management*. Berlin : Springer. Lecture notes in geoinformation and cartography. ISBN 978-3-540-88182-7.