



**HAL**  
open science

## **Programme les sentinelles du climat. Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat**

Emmeline Lobry, Fanny Mallard, Laurent Couderchet

### ► **To cite this version:**

Emmeline Lobry, Fanny Mallard, Laurent Couderchet. Programme les sentinelles du climat. Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat. C. Nature, 2018. hal-02060194

**HAL Id: hal-02060194**

**<https://hal.science/hal-02060194>**

Submitted on 7 Mar 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.



Décembre 2018

# les sentinelles du climat

Programme « Les sentinelles du climat »

Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions  
des espèces sentinelles du climat



Emmeline Lobry, Fanny Mallard\*, Laurent Couderchet

\*Coordinatrice du programme les sentinelles du climat – Cistude Nature – [fanny.mallard@cistude.org](mailto:fanny.mallard@cistude.org) – 05.56.28.47.72





**Référence bibliographique à utiliser :**

Lobry E., Mallard F., Couderchet L., 2018. Programme les sentinelles du climat – Tome V : Prise en compte des éléments paysagers dans la modélisation des répartitions des espèces sentinelles du climat, C. Nature : Le Haillan, Gironde, 91 p.

Emmeline Lobry, doctorante, Association Cistude Nature, Chemin du Moulinat, 33185 Le Haillan ; Université Bordeaux-Montaigne, PASSAGES – UMR 5319, Maison des Suds, 12, Esplanade des Antilles, 33607 Pessac Cedex, 33607 Pessac Cedex, France ; Tél : 05 56 28 47 72, Email : emmeline.lobry@cistude.org,

Fanny Mallard, Docteur, coordinatrice du programme de recherche les sentinelles du climat, Association Cistude Nature, Chemin du Moulinat, 33185 Le Haillan, France, Tél : 05 56 28 47 72, Email : fanny.mallard@cistude.org,

Laurent Couderchet, Professeur des Universités, Université Bordeaux-Montaigne, PASSAGES – UMR 5319, Maison des Suds, 12, Esplanade des Antilles, 33607 Pessac Cedex, France, Tél. : 05 57 12 44 41, Email : laurent.couderchet@u-bordeaux-montaigne.fr.

**Pour plus d'informations :**

Site internet du programme les sentinelles du climat : [www.sentinelles-climat.org](http://www.sentinelles-climat.org)



## Avant-propos

Ce document est réalisé dans le cadre du programme de recherche appliquée « Les sentinelles du climat » (2016–2021) sur l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine.

### Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : [www.sentinelles-climat.org](http://www.sentinelles-climat.org)

## Production du programme les sentinelles du climat 2016–2017

Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine

Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

## Résumé

Ce travail présente la mise en place d'indices paysagers permettant de décrire les processus écologiques à l'œuvre, parallèlement aux effets du changement climatique, sur les sites de suivi du programme scientifique Les sentinelles du climat. Les indices sont calculés à partir de données d'occupation du sol. Les données existantes ne sont pas appropriées pour l'étude des espèces à faible capacité de déplacement suivies dans ce programme. Des données d'occupation du sol à fine résolution spatiale et thématique ont donc été créées. Le protocole mis en œuvre mobilise la méthode de classification par K-moyennes d'un corpus d'images satellite, à deux périodes de l'année pour intégrer la phénologie, et du Modèle Numérique de Terrain. Des données exogènes complètent et/ou précisent la connaissance de certains éléments mal reconnus par la méthode de télédétection. Les cartographies obtenues permettent d'affiner les données d'occupation du sol connues en prenant en compte l'hétérogénéité interne des classes. Ce protocole hybride, les méthodes de télédétection et de photo-interprétation mobilisent des sources de données très hétérogènes. La singularité de cette méthode s'explique par la nécessité de la répliquabilité du protocole et d'une application concrète des résultats obtenus dans le cadre de la modélisation de la répartition des espèces sentinelles. Des indices paysagers, qui serviront à la modélisation globale du programme pour hiérarchiser les sites de suivi en fonction de leur pertinence à isoler au maximum le facteur changement climatique, ont été calculés. Ils ont permis de caractériser et quantifier les apports du protocole de cartographie présenté dans ce rapport.

**Mots clés :** indices paysagers, métriques paysagères, modélisation, méthodologie, occupation du sol, phénologie, répartition, résolution, télédétection.



## REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Union européenne, la région Nouvelle-Aquitaine, le Département de Gironde et le Département des Pyrénées Atlantiques pour leur soutien et le financement du programme « les sentinelles du climat ».

Nous remercions également les membres du conseil scientifique 2017 pour leur avis, leur analyse, et leurs conseils sur les méthodes, les protocoles, les modèles et les résultats de l'ensemble du programme :

- Hervé Le Treut, Président d'honneur du conseil scientifique, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie ;
- Yohana Cabaret, docteur, chargée de mission à AcclimaTerra, comité scientifique régional sur le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine,
- Sylvain Delzon, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes ;
- Didier Grimal, responsable Etudes et Climatologie, DIRSO/EC/D, Météo-France - Direction Interrégionale Sud-Ouest, Etudes et Climatologie,
- Oliver Lorvelec chercheur à l'INRA / Université de Rennes, UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes ;
- Claude Miaud, chercheur au CNRS, Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive ;
- Benoît Sautour, Professeur - Université Bordeaux - UMR EPOC, Station Marine,
- Inge Van Halder, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes.



## SOMMAIRE

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1 Contexte de recherche .....	1
1.2 Démarche de recherche.....	6
1.3 Organisation du rapport .....	6
<b>2. DEVELOPPEMENT DE LA METHODOLOGIE</b> .....	<b>8</b>
2.1 Indicateurs de biodiversité et paysages .....	8
2.2 Principes méthodologiques .....	14
2.3 Etat des lieux de l'information occupation du sol en Nouvelle-Aquitaine .....	15
2.4 Processus de mise en place d'un protocole de traitement d'images.....	17
<b>3. CARTOGRAPHIE DE L'OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 30 METRES</b> .....	<b>24</b>
3.1 Identifier les types d'occupation du sol : télédétection et classification par K-moyennes....	24
3.2 Compléter les résultats de la télédétection par des données exogènes .....	26
<b>4. CARTOGRAPHIE DE L'OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 10 METRES</b> .....	<b>30</b>
4.1 Préparation des images .....	30
4.2 Classification des types d'occupation du sol.....	33
4.3 Ajout des zones humides, du réseau routier et du réseau hydrographique .....	34
<b>5. INDICES PAYSAGERS</b> .....	<b>36</b>
5.1 Sélection des métriques paysagères.....	36
5.2 Matrices edge depth et edge contrast .....	45
5.3 Traitements statistiques .....	45
<b>6. RESULTATS EXPLORATOIRES</b> .....	<b>48</b>
6.1 Cartographies de 30 mètres de résolution .....	48
6.2 Cartographie de 10 mètres de résolution .....	54
6.3 Evolution des indices paysagers .....	55
<b>7. DISCUSSION</b> .....	<b>73</b>
7.1 Retour critique et perspectives de la méthodologie .....	73
7.2 Indices paysagers .....	75
7.3 Perspectives .....	76



---

<b>8. CONCLUSION .....</b>	<b>79</b>
<b>9. BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>80</b>
<b>10. ANNEXES .....</b>	<b>83</b>



# 1. Introduction

## 1.1 Contexte de recherche

Depuis le début de l'ère industrielle, la surface terrestre a connu un réchauffement d'environ 0.85°C (IPCC, 2014). Une augmentation continue et accélérée de cette température moyenne mondiale est d'ores et déjà prévue par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Outre l'augmentation des températures, d'autres évolutions sont identifiées : changements des régimes des vents et des précipitations, caractéristiques de la couverture neigeuse, augmentation de la fréquence et de la force des événements extrêmes, etc.

Si les espèces se sont adaptées au rythme de changements climatiques plurimillénaires, le changement climatique que nous connaissons appartient à un autre ordre de grandeur puisqu'il s'exerce en seulement quelques dizaines d'années. Le couplage de l'élévation rapide de la température et des autres causes, notamment la destruction des habitats, pourrait conduire à de nombreuses extinctions d'espèces (ROOT *et al.*, 2003). Par leur rapidité et leur niveau, les évolutions climatiques deviendront l'une des pressions principales sur la biodiversité. Indirectement, ce changement alimentera et/ou amplifiera les impacts des autres facteurs (modification et fragmentation de l'habitat, surexploitation des ressources, pollution, appauvrissement des écosystèmes, propagation des espèces envahissantes, etc.) (IPCC, 2014). La combinaison du changement climatique et des autres facteurs anthropiques risque de diminuer la capacité d'adaptation et la résilience de nombreuses espèces, notamment en modifiant écosystèmes et paysages (MALLARD, 2016a).

Ces réponses adaptatives de la biodiversité restent largement méconnues, même si certains effets du changement climatique ont été reconnus au niveau international : modification de l'aire de répartition, de la phénologie et de l'écophysiologie. La limite de la connaissance actuelle consiste en la dissociation et de l'isolement du facteur changement climatique. En effet, si le changement climatique n'est pas systématiquement le facteur prépondérant direct, ses effets spécifiques sont difficiles à mettre en évidence : de nombreuses sources d'incertitudes et de variabilités entrent en jeu. D'abord, en termes de connaissances, sur le climat futur, les réponses adaptatives, le fonctionnement des écosystèmes. Ensuite, d'un point de vue technique et scientifique, la représentation de ces mécanismes par un ou des modèles, les choix de localisation des sites d'étude, les efforts de dénombrement (MALLARD, 2016a ; MALLARD & COUDERCHET, 2019). Ces incertitudes viennent d'un déficit de connaissances, de données et pourront progressivement être réduites grâce à l'amélioration des compréhensions des phénomènes et des techniques de traitements (MASSU & LANDMANN, 2011).

Prenant acte de ce constat, l'association Cistude Nature a construit le programme Les sentinelles du climat, dans une démarche dite « hypothético-déductive » qui consiste à formuler une hypothèse afin d'en déduire des conséquences observables. L'hypothèse globale de recherche est que les effets du changement climatique sur la biodiversité peuvent être étudiés à partir d'indicateurs biologiques, c'est-à-dire des espèces ou groupes d'espèces qui ont des restrictions spatiales latitudinales et altitudinales et des capacités de dispersion limitées, dont l'état et l'évolution sont à relier à un ensemble de paramètres environnementaux. Ces indicateurs biologiques constituent donc la base de l'analyse des effets du changement climatique sur la biodiversité (MALLARD & COUDERCHET, 2019).



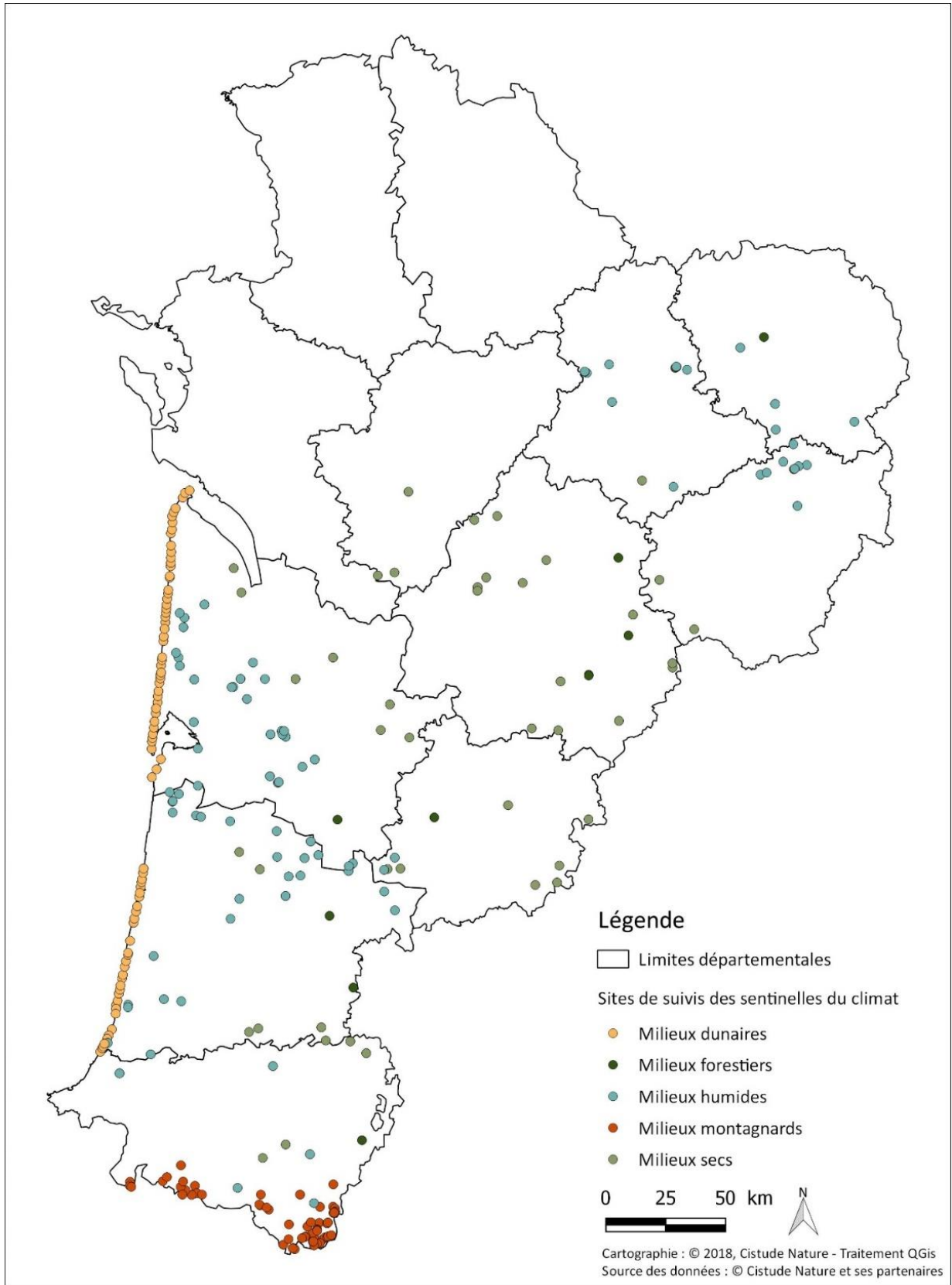


Les espèces sentinelles du climat, qui permettront d'étudier les effets du changement climatique, ont été choisies à l'issue de l'étude d'un corpus bibliographique scientifique et des connaissances naturalistes locales. Pour chacune de ces espèces ou groupes d'espèces, des hypothèses ont été posées et des protocoles de suivi ont été mis en place (MALLARD, 2018).

Ces indicateurs biologiques sont inféodés à cinq types de milieu naturel présents en Nouvelle-Aquitaine : dunaire (dunes littorales), sec (pelouses calcicoles et autres milieux secs), humide (landes humides, lagunes, tourbières, étangs arrière-littoraux), montagnard (pelouse de montagne, torrents) et forestier (hêtraies de plaine). Ils sont présentés dans le plan d'analyse global du programme (Fig. 1, Fig. 2).

Les relevés sont effectués sur un peu plus de 250 sites répartis dans les départements des anciennes régions Aquitaine (aire d'étude originelle) et Limousin (nouveaux partenariats créés lors de la fusion des régions et l'extension de l'aire d'étude) (Fig. 1). Dans la majorité des sites, des sondes ont été installés pour recueillir des données météorologiques (température, humidité de l'air). Les sites ont été sélectionnés selon les critères suivants :

- Bon état écologique de la flore (présélection des sites par le CBNSA, basée sur les suivis des habitats communautaires)
- Proximité d'habitats de même nature (proximité non quantifiée, définie selon appréciation des experts naturalistes)
- Sites d'une certaine importance en superficie
- Homogénéité végétale du site dans l'ensemble
- Gestion pérenne dans le temps, maîtrise foncière
- Répartition spatialement équilibrée sur le territoire de Nouvelle-Aquitaine (distance minimale de 2 kilomètres entre sites)
- Sites à l'écart d'activités anthropiques (50 mètres au minimum)



Sites de suivis des sentinelles du climat par type de milieu, en 2018.

Fig. 1. Sites de suivis des sentinelles du climat validés en 2018.



Ces critères doivent permettre d'éviter la présence de certaines pressions, qui pourraient se combiner aux effets du changement climatique, l'objectif étant d'isoler, dans la mesure du possible et au maximum, ce facteur.

Les différentes données mobilisables au sein du programme s'organisent en plusieurs échelles spatiales et temporelles (Fig. 2). Les données protocolées recueillies sur les espèces sentinelles (abondance, richesse spécifique, diversité), rendant compte de l'état actuel en des lieux précis, sont complétées par des données historiques de présence, compilées par les observatoires et correspondant donc à un échelon d'étude régional, mais aussi par des données à l'échelon de l'individu (études d'écophysiologie sur la niche thermique). Ces données sur les espèces faunistiques et floristiques sont complétées par des données climatiques : à l'échelle de l'individu (micro-climat étudié par des sondes thermiques), à l'échelon local (stations météorologiques sur les sites) et à l'échelon régional (données Météo France).

Outre ces données sur les espèces et le climat, d'autres facteurs doivent être pris en compte, notamment les caractéristiques des habitats : connectivité, rareté, fractionnement, forme, taille. En effet, pour parvenir à dissocier les effets du changement climatique, il apparaît nécessaire de prendre en compte le contexte paysager des sites d'étude. Celui-ci doit permettre de qualifier, comparer, voire hiérarchiser les qualités des sites d'étude au regard de leur pertinence vis-à-vis de l'enjeu de réduction des autres facteurs.

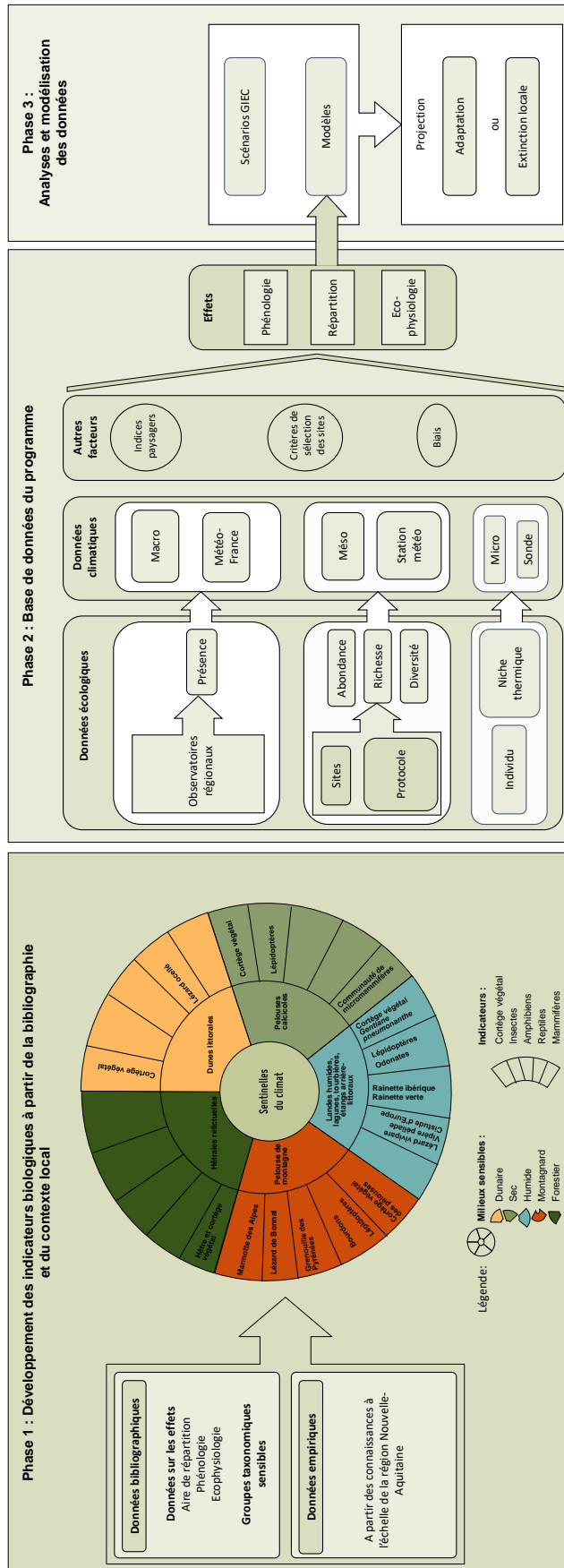


Fig. 2. Plan d'analyse globale du programme Les sentinelles du climat.



## 1.2 Démarche de recherche

L'axe de recherche « modélisation » a pour objectif de déterminer les impacts potentiels du changement climatique grâce à des méthodes de modélisation prédictive. Les travaux présentés dans ce rapport sont ceux d'un stage effectué de février à août 2018 et du début de la thèse 2018–2021 en géographie financée dans le cadre du programme et intitulée « Modéliser les effets spatio-temporels du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : enjeux et pistes méthodologiques ».

Pour alimenter la modélisation globale du programme sur l'étude des répartitions des espèces sentinelles du climat, il faut dans un premier temps étudier le contexte paysager des sites d'étude et en tirer des indices paysagers, c'est-à-dire des indicateurs quantitatifs, calculés selon les méthodes d'écologie du paysage. Ceux-ci ont vocation à renseigner sur les caractéristiques des habitats présents et, plus généralement, sur les qualités des sites d'étude au regard de leur pertinence vis-à-vis de l'enjeu de réduction des facteurs autres que le changement climatique.

En effet, l'hypothèse de recherche émise est la suivante : la connaissance du contexte paysager des sites de suivi du programme pourrait permettre d'affiner ou de mitiger les conclusions tirées des données liées aux espèces quant au rôle joué par le changement climatique, en fonction des caractéristiques de leur habitat.

Les changements des types d'occupation des sols influencent considérablement la diversité biologique (FOURNIER, 2015). Ces relations seront de mieux en mieux comprises avec le développement de suivis de la biodiversité en divers contextes spatiaux et temporels (REMME *et al.*, 2016). Lier les pratiques des géographes et des écologues apparaît particulièrement pertinent dans le cadre de ce programme scientifique. L'écologie du paysage se positionne dans cette logique interdisciplinaire en accordant de l'importance aux questions spatiales en écologie et à la nature en géographie (MARTY *et al.*, 2006). D'ailleurs, cette discipline « possède comme originalité et qualité sa prise en compte du rôle de la spatialité dans le fonctionnement écologique d'un paysage, ce qui en fait intrinsèquement une approche d'analyse spatiale dans sa plus étroite définition » (ANDRIEU, 2017). La mise en jeu du concept de paysage, objet d'étude classique en géographie, mais aussi à l'origine de la discipline de l'écologie du paysage, apparaît pertinente pour répondre à la problématique posée.

Les objectifs sont les suivants : calculer des indices paysagers et mener une réflexion sur les indices paysagers ainsi que leur intégration au modèle global.

## 1.3 Organisation du rapport

Ce rapport présente des pistes méthodologiques visant à mettre en œuvre des indices paysagers dans le cadre de la modélisation du programme Les sentinelles du climat. Ainsi, il consistera en une présentation détaillée du développement progressif d'une méthode permettant d'obtenir des indices paysagers à l'échelon des sites de suivi.

Dans un premier temps, l'utilisation des indices paysagers sera présentée au travers d'une synthèse bibliographique (2.1). Les principes méthodologiques de l'utilisation de ces indicateurs paysagers pour alimenter la modélisation globale du programme sont ensuite explicités (2.2). Ces indicateurs étant calculés sur la base de cartes d'occupation du sol ou d'habitats, un inventaire des données existantes a été mené (2.3). Le constat d'un manque d'information appropriée à l'étude des espèces sentinelles a

conduit à la décision de fabriquer ces cartes. Ainsi, le développement d'un protocole de cartographie à haute résolution sera exposé et commenté (2.4).

La méthode développée a été testée sur quelques sites, sélectionnés à dire d'expert pour leur capacité à représenter leur type d'habitat pour les espèces faunistiques et floristiques suivies dans le cadre du programme. Les sites étudiés sont les suivants :

- Aéroport de Bordeaux-Saucats (milieu humide – lande humide)
- Callen (milieu humide – lagune)
- Plateau d'Argentine (milieu sec – pelouse calcicole)
- Lège-Cap Ferret, site n°5 (milieu dunaire – dune grise)
- Aspe Est (milieu montagnard – torrent)
- Arrious (milieu montagnard – pelouse montagnarde)

L'étude sera focalisée sur une emprise de 4 km<sup>2</sup> (carrés de 2 km de côté centrés sur le centroïde du site de suivi). Cette distance correspond peu ou prou aux déplacements potentiels des espèces suivies en une saison. Les espèces suivies ont des capacités de déplacement faibles, la distance de 2 km correspond à leur déplacement maximal (MALLARD, 2016a ; MALLARD, 2017b ; MALLARD, 2016b).

Les sites du milieu montagnard ne seront pas évoqués dans ce rapport car ils feront l'objet d'un protocole spécifique, à développer, les caractéristiques de ce milieu rendant le protocole mis en œuvre pour le reste de la région inadapté.

Ce protocole a été décliné d'abord à un jeu de données constitué d'images satellite Landsat, de 30 mètres de résolution (3) ; puis d'images Sentinel-2, de 10 mètres de résolution (4). Ces différentes résolutions sont testées afin de déterminer les apports et limites de chaque jeu de données et d'en déduire la résolution la plus pertinente pour la problématique. Il faut noter que le protocole aboutissant à une cartographie de 30 mètres de résolution a été mis en œuvre pour les quatre sites, tandis que la cartographie de 10 mètres de résolution n'a été testée que pour le site de l'aéroport de Bordeaux-Saucats. Dans le premier cas, il s'agissait de tester la possibilité de réaliser cette cartographie pour plusieurs types de milieux ; dans le second, de comparer les apports de chaque résolution pour un même site. Pour finir, la construction des indices paysagers avec le logiciel FRAGSTATS et le traitement de ces données statistiques ont été explorés (5).

Après avoir présenté les cartes obtenues (4 cartes de 30 mètres de résolution pour les sites de l'Aéroport Bordeaux-Saucats, Lagune de Callen, Dune de Lège-Cap Ferret, Plateau d'Argentine et 2 cartes de 10 mètres de résolution pour le site de l'Aéroport Bordeaux-Saucats), les premiers résultats des indices paysagers permettant de caractériser les différences de ces cartes seront décrits (6). Enfin, un retour critique sur la démarche de recherche et les perspectives de ce travail est présenté (7).

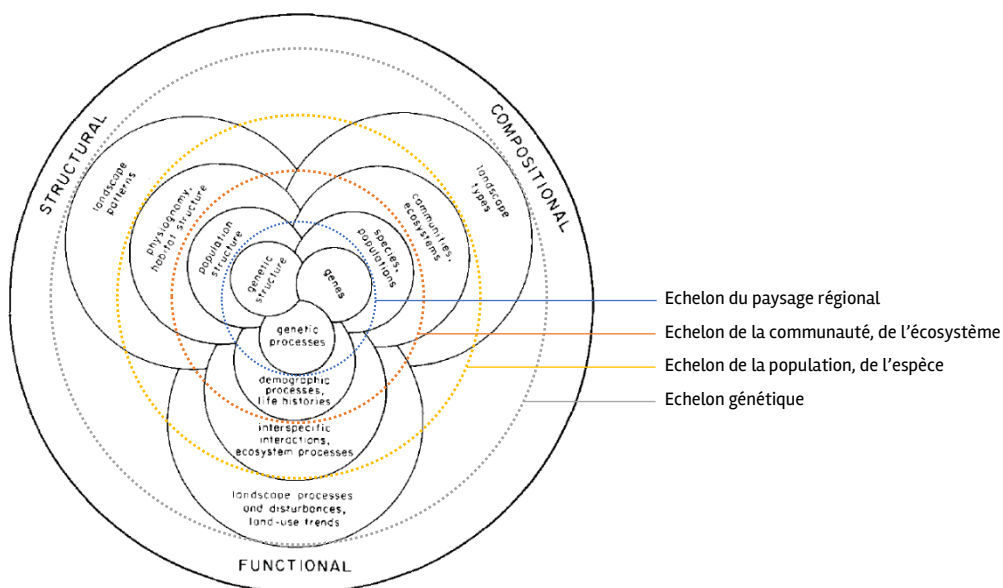


## 2. Développement de la méthodologie

### 2.1 Indicateurs de biodiversité et paysages

Dans sa définition générale, un indicateur est un « dispositif fournissant des repères et servant à mesurer » ; il est « l'indice de quelque chose » (Centre National des Ressources Textuelles et Lexicales). En simplifiant des interactions complexes, les indicateurs offrent la possibilité de comprendre les répercussions que peuvent avoir les changements du paysage sur la biodiversité (WALZ, 2015).

Pour décrire la biodiversité, divers indicateurs ont été créés. Une classification de ces indicateurs est régulièrement mobilisée : le triptyque composition-structure-fonctionnement développé par Noss (1990). Il propose un cadre d'analyse précis et les outils mobilisables pour obtenir les indicateurs. Ce cadre est décliné à différentes échelles, allant de l'échelon génétique à l'échelon du paysage régional (Fig. 3). L'auteur insiste d'ailleurs sur la pertinence d'un travail mené à plusieurs échelles spatiales, c'est-à-dire d'une « approche hiérarchique », notamment pour observer la réponse de la végétation au changement climatique.



**Fig. 3. Les indicateurs de biodiversité selon une approche hiérarchique (Modifié de Noss (1990)).**

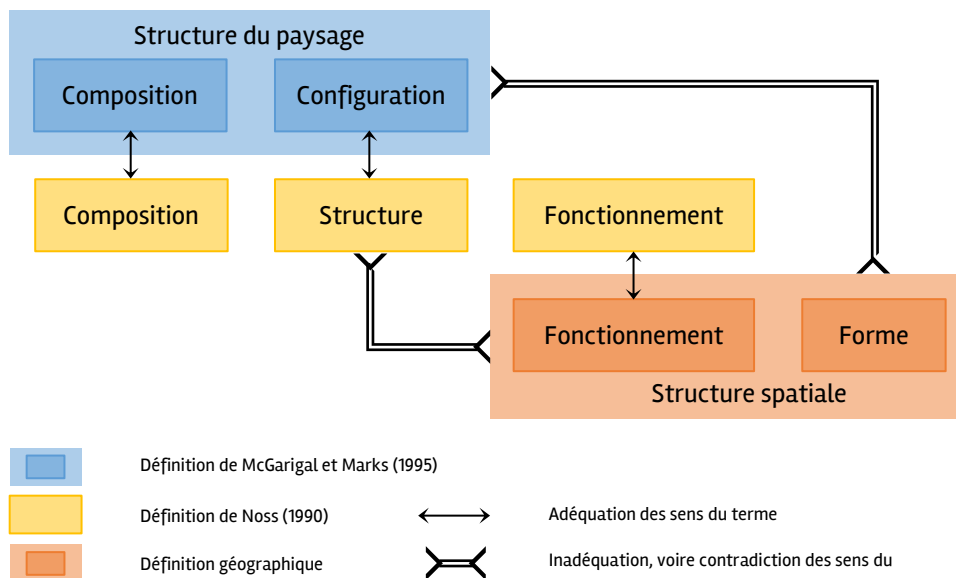
Pour cet auteur, les indicateurs paysagers constituent donc des indicateurs de biodiversité, entendus à l'échelon du paysage régional. Ces indicateurs peuvent être obtenus par des images satellite et aériennes, des SIG, des analyses de séries chronologiques, des statistiques spatiales, etc. En effet, la structure globale des écosystèmes donne la possibilité d'appréhender le changement climatique : adopter l'échelle du paysage a permis d'établir que la forme, la taille, la position et l'arrangement spatial des habitats qui composent la mosaïque paysagère caractérisent les écosystèmes et que leur réponse aux perturbations dépend de ces caractéristiques (FOURNIER, 2015).

Bien souvent, les travaux cherchent une corrélation entre les indices paysagers, calculés par le logiciel Fragstats ou le module Patch Analyst d'ArcGIS, et les indices d'état de la biodiversité tels que

les indices de richesse ou d'abondance qui synthétisent des dénombrements ou données de présence d'indicateurs biologiques (UUEMAA *et al.*, 2013).

Ces indices paysagers, nommés « métriques paysagères »<sup>1</sup> (MCGARIGAL & MARKS, 1995), sont calculés selon un modèle dit « Patch-Corridor-Matrix Model » (PCMM ou PMM<sup>2</sup>), qui identifie et délimite des zones continues et homogènes (trois types d'objets : les patches, corridors et matrices) au préalable. Développé dans les années 1980, ce mode de pensée permet donc de décrire les « structures du paysage » et ses deux constituantes : sa configuration et sa composition. La première renvoie aux caractéristiques spatiales de la mosaïque des patches et à leur arrangement spatial au sein du paysage, la seconde à une description plus thématique (nombre, fréquence proportionnelle et variété des types d'occupation du sol des patches) (LAUSCH *et al.*, 2015).

Il faut noter que l'expression « structures du paysage », qui renvoie à la définition de McGarigal et Marks (MCGARIGAL & MARKS, 1995) sera ici différenciée de celle de « structure spatiale » au sens géographique. Si la comparaison diachronique des métriques exprimant la composition et la configuration du paysage peuvent décrire des processus, l'approche de Noss (Noss, 1990) – faire apparaître expressément des indicateurs de fonctionnement – semble particulièrement pertinente et proche de l'utilisation de cette notion en géographie. Cependant, le fonctionnement entendu au sens géographique est une composante de la structure spatiale, et non une caractéristique du même ordre que la structure. Ces différents termes sont très semblables mais ne partagent pas les mêmes définitions, ce qui peut être source de confusion (Fig. 4).



**Fig. 4. Adéquation des définitions des indices paysagers.**

<sup>1</sup> NB. Ce terme sera employé uniquement en référence aux indices paysagers calculés par les logiciels Fragstats ou Patch Analyst d'ArcGIS précités, afin de les dissocier des indices paysagers dans leur ensemble.

<sup>2</sup> Ces deux acronymes sont utilisés indifféremment.

De nombreux travaux ont mobilisé les métriques paysagères, comme en attestent les recherches d'Uuemaa et al. (2013), qui pointent une augmentation des publications traitant des métriques et indices paysagers sur la période 2000–2010. Dans la majorité des cas, ces articles présentent un travail essentiellement statistique, pour lequel la spatialisation intervient uniquement au moment du calcul des métriques paysagères. L'écologie du paysage apparaît en effet « assez conditionnée par ce que font (et ce que ne font pas) les logiciels d'indices du paysage » (ANDRIEU, 2017).

Parmi les travaux qui mobilisent les métriques paysagères pour décrire les caractéristiques des habitats et les mettre en lien avec les données faunistiques et floristiques, de nombreux articles présentent des études menées sur des paysages neutres modélisés (*neutral landscape models* en anglais), c'est-à-dire des espaces aux caractéristiques simulées aléatoirement. Elles consistent à expliciter le comportement statistique des métriques paysagères en fonction des paramètres de l'étude, notamment l'emprise et la résolution spatiales, ainsi que la résolution thématique. Ce type d'études vise à permettre une prise en compte de ces caractéristiques statistiques afin d'utiliser avec pertinence les métriques paysagères (Wu, 2004 ; Li et al., 2005 ; DIAZ-VARELA et al., 2009 ; PENG et al., 2010 ; AMICI et al., 2015 ; LUSTIG et al., 2015).

L'apport de la géographie consiste en la considération de l'espace non réduit à un simple support et à une intégration nécessaire de la spatialisation à l'analyse paysagère, au-delà de cette étape de calcul des indices. L'état de l'art a fait ressortir le travail de certains auteurs allant en ce sens, et présentés succinctement ici.

Certains auteurs mobilisent les métriques paysagères comme des données en intrant pour cartographier l'occupation du sol ou les habitats, notamment en télédétection : les valeurs de ces métriques paysagères sont calculées pour des groupes de pixels classés mais non interprétés et constituent des images supplémentaires (les valeurs des métriques sont ainsi spatialisées), renseignant par exemple sur la texture, dans le but d'affiner la caractérisation des milieux (CHUST et al., 2004).

Dans une région des Pays-Bas, des espaces à enjeux ont pu être mis en évidence par la spatialisation de données statistiques écologiques. Ces « hotspots de biodiversité », où se retrouvent les richesses spécifiques les plus élevées pour les groupes d'espèces étudiés, se localisent globalement dans les mêmes espaces lorsque sont étudiés 14, 5, 2 ou 1 groupe(s) d'espèces animales et végétales. Ainsi, selon eux, pour capturer la répartition spatiale des richesses d'espèces, l'utilisation d'un nombre limité de groupes d'espèces (5) pourrait être suffisant (REMME et al., 2016). Si cet article confirme l'importance de la spatialisation et paraît aller dans le sens du programme sentinelles du climat quant au choix de suivre un nombre limité d'espèces pour rendre compte de certains effets potentiels du changement climatique sur la biodiversité, il ne traite pas de la question du paysage et des indices paysagers.

Les politiques de conservation nécessitent des connaissances sur la répartition spatiale de la qualité des habitats (« hotspots » et « coldspots ») afin d'adapter leurs mesures. Des images satellitales à très haute résolution ont permis à des chercheurs la mise en place d'indicateurs décrivant l'habitat ripisylve (forêt riveraine) : composition spécifique des forêts, structures horizontale et verticale de la forêt, régime hydrographique. Les valeurs de ces quatre indicateurs (images en niveaux de gris), synthétisées en un indice de qualité de l'habitat, ont permis d'établir une cartographie. Une régionalisation, basée sur la théorie du géon, identifie des limites selon un critère d'homogénéité dépendant à la fois des valeurs des pixels et de la forme (compacité, lissage). L'image issue de ces traitements permet de visualiser des espaces homogènes, hiérarchisés en fonction de la qualité de l'habitat. Par la suite, une analyse typologique permet d'identifier quatre types de qualité d'habitat.

Ainsi, les espaces sont à la fois délimités, hiérarchisés et qualifiés (comportement statistique des quatre indicateurs et métriques paysagères calculées pour chaque type). Cette méthodologie permet de s'affranchir d'une limite de l'écologie du paysage, à savoir la délimitation des patches menée *a priori* (RIEDLER & LANG, 2017).

Cette méthode semble mobiliser des principes similaires aux traitements d'image en morphologie mathématique. Cet outil permet de prendre en compte explicitement les caractéristiques de l'espace : la distance et le voisinage. Les pixels sont dotés d'une troisième dimension, pouvant correspondre à une élévation (modèle 3D) mais aussi à une valeur exprimant une caractéristique ou un volume (densité de population, pourcentage d'espace couvert par un milieu « naturel », etc.). Les analyses permettent de détecter les discontinuités spatiales, en recherchant statistiquement les contrastes les plus forts entre pixels ou par la ligne de partage des eaux (qui considère la troisième dimension comme un relief topographique pour segmenter l'image selon les limites de bassins versants) (VOIRON-CANICIO, 2013).

Cette méthode de traitement d'image a été utilisée notamment pour identifier des corridors écologiques (VOGT *et al.*, 2007 ; SAURA *et al.*, 2011). Un logiciel permettant d'automatiser les traitements a été créé par une équipe de chercheurs rattachés à la Commission Européenne : outil « morphological spatial pattern analysis (MSPA) » du logiciel GuidosToolbox (VOGT & RIITERS, 2017). Celui-ci, par des opérations élémentaires de morphologie mathématique (dilatation, érosion, addition, soustraction, intersection, union, etc.) effectuées sur des images binaires des classes d'occupation du sol, propose une image en sortie dont les pixels sont classés en 9 catégories : core, patch, perforated, edge, corridor, shortcut, branch of corridor, branch of shortcut, branch of edge (Fig. 5) (SOILLE & VOGT, 2009).

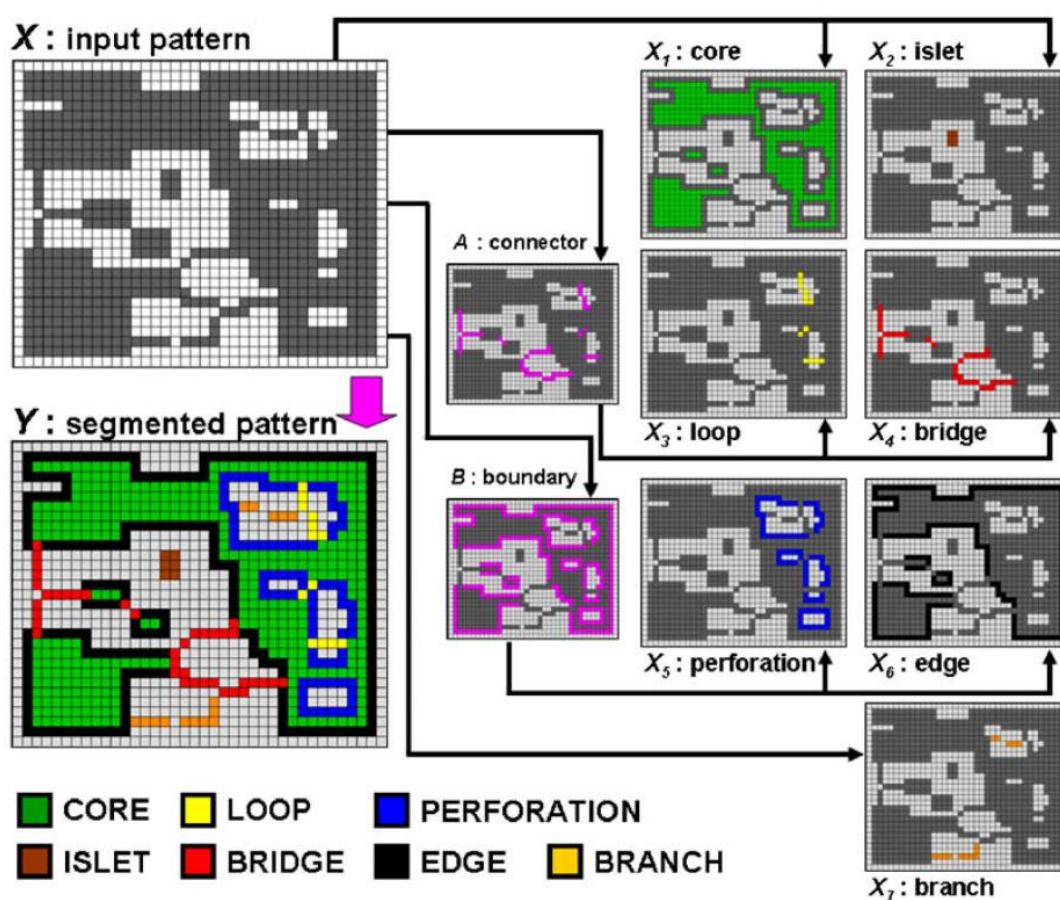


Fig. 5. Classification d'images binaires par la morphologie mathématique (SOILLE & VOGT, 2009).

Les possibilités d'utilisation de la morphologie mathématique ont également été explorées pour la mise en place d'indicateurs spatiaux de suivi des espaces « naturels » (LEONARD, 2002). Partant du postulat que les variations de forme de l'habitat correspondent et expriment des dynamiques écologiques (maintien, disparition, fragmentation, coalescence, orientation, progression, régression, etc.), les outils de morphologie mathématique permettent la mise en place d'un faisceau d'indicateurs quantitatifs (vacuité d'une tache, granulométrie de l'habitat, morcellement de l'habitat, répartition de l'habitat dans le site, etc.).

Ces positionnements scientifiques se différencient des nombreuses études mobilisant les métriques paysagères en plaçant la spatialisation au centre de leur méthodologie. Cependant, il faut noter que ces opérations de morphologie mathématique sont effectuées à partir d'images binaires. Or, bien qu'elles aient été encouragées pour percevoir les changements d'occupation du sol, les méthodes discrètes « partitionnent le paysage en unités homogènes et contrastées, simplifiant dans le même mouvement l'interprétation des valeurs numériques » (DAVRANCHE & NUSCIA TAIBI, 2015). L'identification menée *a priori* de types d'espaces (patch, corridor, matrice) et la délimitation, artificielle, peuvent aboutir à une perte d'information, notamment sur l'hétérogénéité interne aux patchs, et donc d'information écologique. La discrétisation nécessaire à la mise en œuvre du PMM pose des problèmes d'ordre principalement théorique, notamment le Modifiable Areal Unit Problem (MAUP). Celui-ci renvoie à la question que pose le changement d'échelle quant à la représentation du périmètre et son influence sur le ratio aire-périmètre notamment (Fig. 6) : lorsque la résolution est réduite (B), le périmètre est largement simplifié par rapport à une résolution plus fine (A).

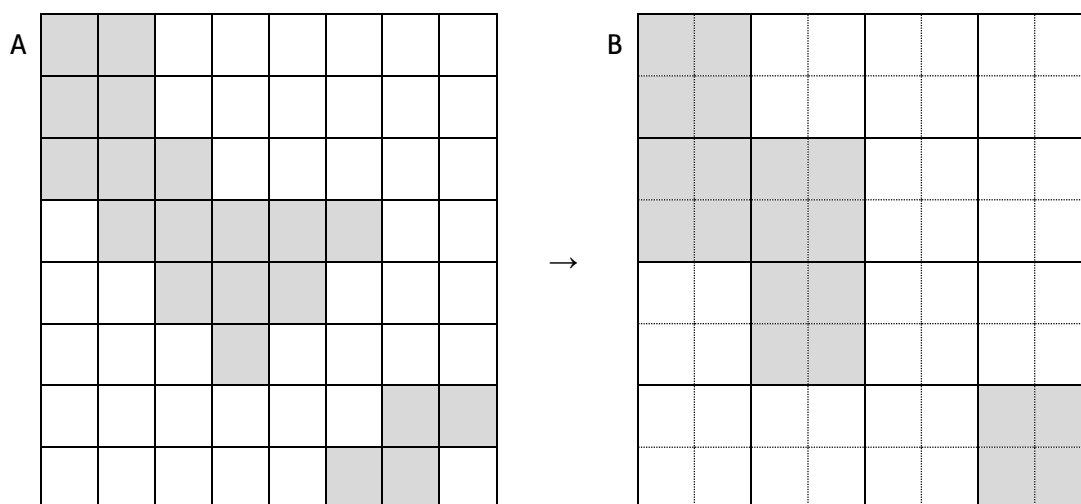


Fig. 6. Illustration du Modifiable Areal Unit Problem (MAUP).

Une conception alternative du paysage, introduite plus récemment, semble dès lors intéressante : le Gradient Model (GM) (MCGARIGAL & CUSHMAN, 2005). Contrairement au PMM, le GM mobilise des données continues, dont la seule unité spatiale discrète est le pixel ou la cellule du raster, permettant ainsi une représentation plus réaliste du paysage (LAUSCH *et al.*, 2015) (Fig. 7).



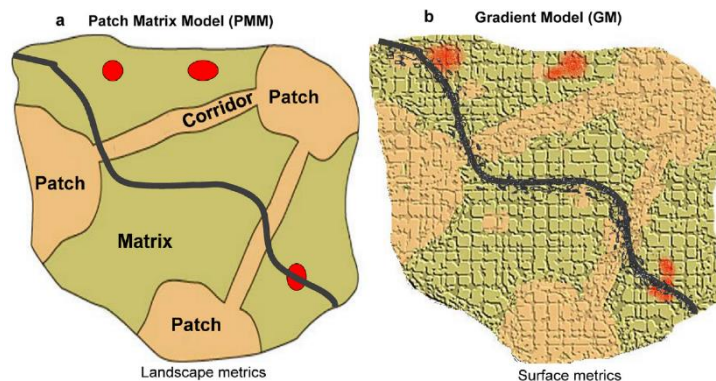


Fig. 7. Deux conceptions du paysage (LAUSCH *et al.*, 2015).

La télédétection est un moyen d'obtenir ces données continues, non seulement pour les signaux des longueurs d'ondes visibles mais aussi pour celles, invisibles à l'œil humain, telles que le proche infrarouge, qui intéresse particulièrement notre problématique puisqu'il permet de décrire l'activité végétative. S'il implique un niveau de technicité plus élevé pour l'obtention de données continues, le GM présente l'intérêt de permettre l'utilisation d'une troisième dimension et les logiciels de morphologie mathématique offrent la possibilité de travailler en niveaux de gris, à l'instar du travail mené par Riedler et Lang (2017) déjà cité.

Pour l'étude de la distribution des espèces, le PMM paraît adapté et est le plus souvent utilisé. Pour l'étude de la phénologie, du stress sur la végétation et la faune, le GM apparaît à privilégier. Pour étudier les stress environnementaux (fragmentation, bruit, pollution de l'air, dérangement du sol, modification des propriétés biophysiques et des caractéristiques de la flore et de la faune, etc.), les PMM et GM peuvent être tous deux utilisés (LAUSCH *et al.*, 2015).

« L'utilisation de données discrètes et continues peut permettre une lecture dynamique des processus environnementaux » (DAVRANCHE & NUSCIA TAIBI, 2015) : il s'agit donc de travailler selon ces deux conceptions du paysage, des indices qu'ils permettent d'obtenir, et sur leur complémentarité.

Les indices paysagers sont couramment utilisés en écologie du paysage pour leur capacité à décrire les caractéristiques des habitats et, dans une certaine mesure, la répartition des espèces faunistiques et floristiques. Ainsi, les recherches bibliographiques menées ont confirmé l'intérêt et la nécessité de mobiliser ces indices. Leur mise en œuvre et la préparation préalable des données d'occupation du sol seront donc présentées.



## 2.2 Principes méthodologiques

Partant de l'hypothèse générale que la réponse des espèces végétales et animales suivies dans le programme Les sentinelles du climat au changement climatique dépend aussi du contexte géographique et paysager des sites de suivis, il apparaît nécessaire de prendre en compte ces éléments dans la modélisation de la répartition de ces espèces au sein du territoire étudié. Pour rendre compte du contexte géographique et des caractéristiques des habitats, le choix de mobiliser des indices paysagers a été fait. Ceux-ci doivent permettre :

- d'observer des similitudes ou différences entre sites de suivi au sein d'une typologie, voire de hiérarchiser ces sites en fonction de leurs qualités et des biais possibles,
- de constituer des variables d'entrée pour la modélisation de la répartition

Les indices les plus pertinents seront choisis à la suite d'une analyse de corrélation avec les données de présence de la faune et permettront d'établir une typologie, voire une hiérarchie, des sites de suivi. Les indices paysagers et les informations sur le type de site seront intégrés aux données d'entrée du modèle de répartition des espèces suivies. Ces différentes étapes aboutissent chacune à des données utilisées en intrant dans l'étape suivante (Fig. 8).

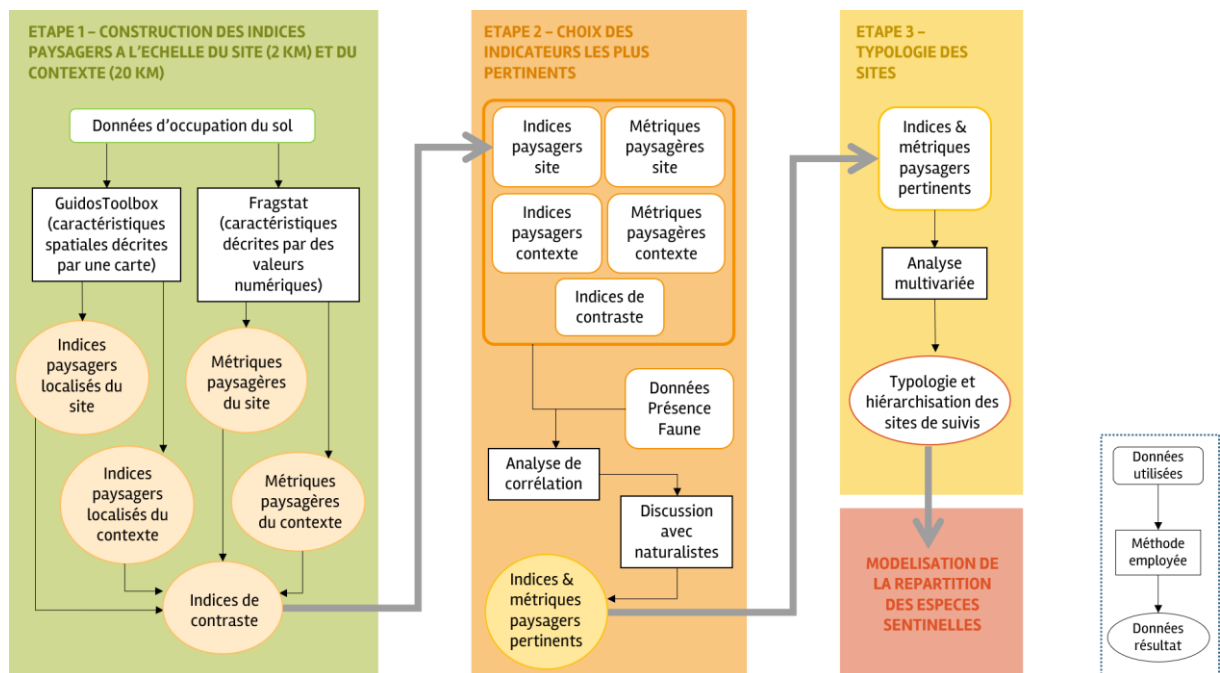


Fig. 8. Méthodologie globale d'utilisation des indicateurs paysagers.

Un certain nombre d'indices doivent être calculés à l'échelle du site et du contexte. Une étude de corrélation avec les données de présence d'espèces faunistiques et un dialogue avec les naturalistes permettront de sélectionner les indices paysagers les plus pertinents. Une analyse typologique associera à chaque site un groupe aux caractéristiques similaires et sera susceptible de mettre en place une hiérarchie quant à la qualité du site. L'ensemble de ces données constituera une base pour la modélisation de la répartition de la biodiversité sous l'effet du changement climatique en Nouvelle-Aquitaine.

Définir le paysage suppose d'en dessiner le contenu thématique, la résolution thématique, la résolution spatiale et l'extension spatiale. Pour les besoins de l'étude, le contenu sera l'occupation du

sol, la résolution thématique correspondra peu ou prou au niveau 4 de Corine Land Cover, tel que défini pour l'OCSGE, l'extension spatiale d'environ 4 km<sup>2</sup> (carré contenant un cercle d'un rayon d'un km autour de chaque centroïde de site). La résolution spatiale pose question et ce choix est en partie contraint par les données disponibles.

## 2.3 Etat des lieux de l'information occupation du sol en Nouvelle-Aquitaine

Les différentes bases de données existantes pouvant servir pour calculer les indices paysagers ont été explorées : occupation du sol, données d'observations de la faune et de la flore, zones humides, habitats, etc. Elles doivent répondre à deux besoins majeurs de cette étude :

- La répliquabilité et l'applicabilité de la méthode : les données paysagères doivent être établies de façon homogène sur l'ensemble des sites de suivi ;
- Une résolution adaptée à la recherche d'une corrélation avec les données concernant les espèces faunistiques suivies dans le cadre du programme, soit des espèces à faible capacité de déplacement.

### • Bases de données d'occupation du sol

Le tableau suivant (Tab. I) présente les différentes bases de données d'occupation du sol existant en Nouvelle-Aquitaine. Elles n'apparaissent pas pertinentes : leur résolution, soit thématique soit spatiale, semble insuffisante au regard des besoins de l'étude déjà cités (Tab. I).

Tab. I. Tableau comparatif des bases de données d'occupation du sol existantes en Nouvelle-Aquitaine.

Base de données	Méthode de construction	Résolution thématique	Résolution spatiale	Commentaire
Corine Land Cover	Photo- interprétation	CLC niveau 3 (44 classes)	Unité Minimale Cartographiée : 25 000 m <sup>2</sup>	Résolution spatiale inadaptée à la problématique des espèces à faible capacité de déplacement
Référentiel aquitain d'occupation du sol OCSGE	Photo- interprétation	CLC niveau 4 (61 classes)	Unité Minimale Cartographiée : 1 000 m <sup>2</sup> pour les espaces artificialisés, 10 000 m <sup>2</sup> pour les espaces agricoles, forêts et milieux semi-naturels, zones humides et surfaces en eau	Résolution spatiale inadaptée à la problématique des espèces à faible capacité de déplacement
OCS CESBIO	Téledétection	17 classes	Raster de résolution 10 mètres	Résolution spatiale adaptée mais résolution thématique insuffisante. Contrôles effectués sur les zones d'étude ont montré un manque de pertinence de la classification effectuée par le CESBIO à l'échelle des sites de suivi.

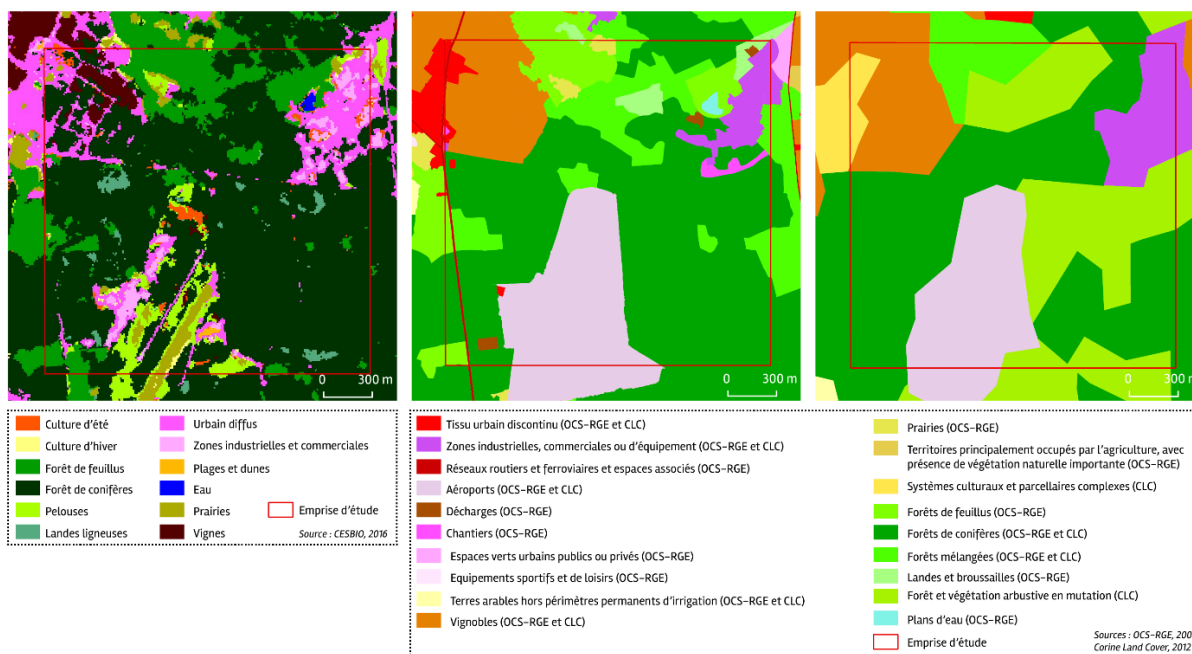


Fig. 9. Occupation des sols du site de l'aérodrome selon les trois bases de données interrogées.

#### • Données sur l'agriculture

Les bases de données d'occupation du sol donnent une information sur les espaces agricoles. Elles peuvent être complétées par des données agricoles plus précises.

D'une part, la base du Recensement Parcellaire Graphique (RPG) fournit des informations recensées à l'échelle des ilots, avec une nomenclature très détaillée selon les types de culture ; puisqu'il s'agit d'une base de données issue des déclarations des agriculteurs pour leur demande d'aides financières de la Politique Agricole Commune. Toutefois, il est important de noter que ces données requièrent d'être utilisées avec prudence, dans la mesure où les déclarations peuvent être biaisées, à la fois involontairement, par l'imprécision des tracés de parcelles, et volontairement, par une fausse déclaration possible. De plus, certaines cultures ne donnant pas lieu à des aides financières, elles n'apparaissent pas dans la base de données, ce qui est régulièrement le cas pour les espaces de vignes, très répandus dans la région.

D'autre part, le fichier des propriétés non bâties (FPNB) ou fichier parcellaire, qui fait partie de la BD MAJIC (Mise A Jour des Informations Cadastreales) éditée par la Direction Générale des Finances Publiques (DGFIP). A vocation fiscale, ce fichier décrit notamment, pour les parcelles et leurs subdivisions fiscales, son groupe de culture dominant (terres, prés, vergers vignes, bois, landes, carrières, eaux, jardins, terrains à bâtir, terrains d'agrément, chemin de fer, sol). Ainsi, cette base pourrait compléter les données d'occupation du sol de manière précise en terme spatial et fournir une information quant à l'usage (plus qu'à l'occupation) des sols. Il pourrait être intéressant également d'intégrer un facteur temporel de variabilité foncière : cette base contient en effet la date d'acquisition et la nature du droit de propriété, indiquant ainsi un « degré » de maîtrise foncière.

#### • Données de présence de la faune et de la flore

En Nouvelle-Aquitaine, l'Observatoire de la Biodiversité Végétale (OBV) ([ofsa.fr](http://ofsa.fr)) et l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS) ([si-faune.oafs.fr](http://si-faune.oafs.fr)) regroupent un certain nombre de données sur

la présence d'espèces animales et végétales, mais aussi certaines cartographies d'habitats, ce qui permet d'affiner les données d'occupation du sol des bases de données citées précédemment.

Cependant, ces données sont lacunaires, puisque le territoire n'est pas couvert dans sa totalité, et hétérogènes : les relevés donnant lieu à la cartographie des habitats ne sont pas tous effectués la même année et/ou sont réalisés par des professionnels différents, ce qui peut constituer un biais en fonction des méthodes employées. Ces données, si elles ont le mérite d'exister, apparaissent difficilement exploitables en l'état.

- Bilan général

Ces diverses lacunes ont amené à la décision de construire une cartographie d'occupation du sol à fine résolution et par télédétection. L'étude a donc mobilisé des résolutions spatiales fines, de 10 à 30 mètres (utilisation d'images Sentinel et Landsat 8) et une résolution thématique de type CLC niveau 4, pour réaliser une cartographie d'occupation du sol d'une emprise spatiale carrée de 2 km de côté, dont le centre correspond au centroïde de la zone de relevés du site de suivi.

## 2.4 Processus de mise en place d'un protocole de traitement d'images

Le travail préalable au calcul des indices paysagers consiste en la cartographie de l'occupation du sol. La méthode de télédétection a été choisie car elle permet d'automatiser une grande partie des traitements. Cette méthode permet en effet d'obtenir des résultats discrets, par classification des pixels, mais offre aussi la possibilité de travailler sur des données continues, ce qui peut être envisagé par la suite.

Dans un premier temps, les images Landsat 8, qui ont une résolution spatiale de 30 mètres, ont constitué la base de l'analyse. Outre leur facilité et gratuité d'acquisition, cette résolution est apparue intéressante pour l'étude menée : un pixel de 30 mètres de côté. Elle permet de décrire relativement précisément les sites de suivi. En effet, les protocoles de suivi mis en place se répartissent :

- Sur 100 mètres le long d'un transect pour les suivis papillons ;
- Sur un quadrat de 100 mètres de côté pour les suivis lézards ;
- Sur un quadrat de 25 mètres de côté pour les suivis des cortèges végétaux (MALLARD, 2017b).

La résolution thématique souhaitée correspond à la précision de la nomenclature CLC niveau 4. Les espaces artificialisés sont regroupés en une seule classe dans la mesure où leurs conséquences sont considérées défavorables aux espèces suivies, qu'il s'agisse d'espaces d'habitation ou de zones commerciales. Une nomenclature souhaitable a été identifiée *a priori* en fonction des classes qui apparaissaient pertinentes dans la nomenclature de la carte d'occupation du sol régionale (Tab. II). Ces types d'occupation du sol paraissaient *a priori* identifiables par télédétection.



Tab. II. Nomenclature souhaitable pour décrire l'occupation du sol des sites de suivi.

1 Territoires artificialisés	Espaces artificialisés
	Espaces verts urbains
	Golfs
	Carrières et chantiers, chemins de sable, gravier clair
	Routes
2 Territoires agricoles	Terres labourées et cultures annuelles
	Prairies agricoles
	Vergers et vignes
	Maraichage, horticulture
	Cultures intensives sous serres
3 Forêts et milieux semi-naturels	Forêts de feuillus dense et clairsemée
	Forêts de conifères dense et clairsemée
	Forêts mixtes (dense et clairsemée)
	Coupes rases dans les forêts
	Prairies
	Dune blanche, dune grise et dune boisée
	Roches nues
4 Zones humides	Etangs arrière-dunaires
	Landes humides
	Tourbières
	Lagunes
	Marais, schorre
5 Surfaces en eau	Cours d'eau
	Plans d'eau
	Mers et océans

Pour obtenir cette cartographie de l'occupation du sol, différents tests ont été effectués afin d'affiner la méthode et de la rendre la plus opérationnelle possible, reproductible à l'ensemble des sites de suivi et dans le délai imparti assez court : la cartographie de l'occupation du sol pourrait être un sujet de thèse en soi, mais elle ne constitue ici qu'une étape au sein de la démarche globale et les résultats doivent donc être applicables immédiatement.

Les premiers tests ont tous été effectués pour le site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats (milieu humide – landes humides) (Fig. 10). Parmi les sites choisis pour le premier échantillonnage, ce site identifié comme représentatif du milieu humide, lande humide. Une visite de terrain a été effectuée pour connaître le contexte et comparer les résultats obtenus avec la réalité.

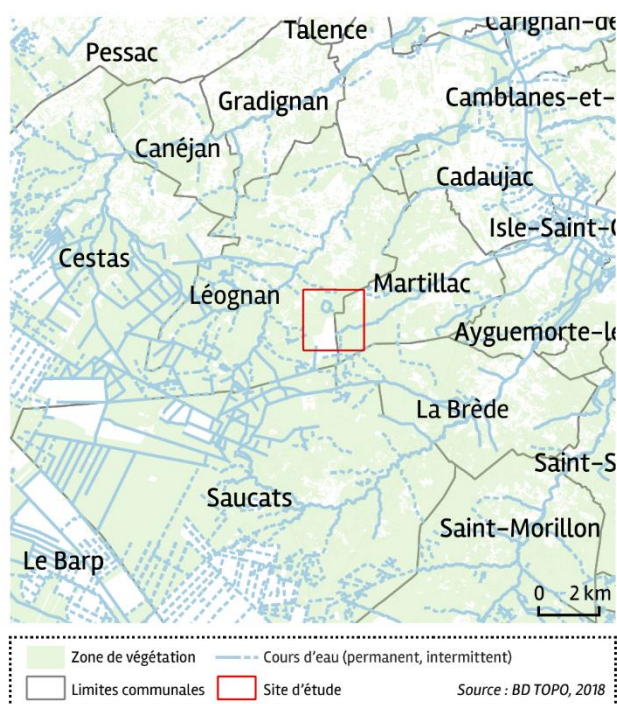


Fig. 10. Localisation du site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats.

L'objectif étant d'identifier les landes humides du site de suivi et de potentiels espaces similaires, une image Landsat 8 du 18 juillet 2016 a été choisie au départ. Cette date correspond à une période de l'année à laquelle la végétation recherchée est la plus visible dans le paysage, c'est-à-dire aussi la période optimale des suivis des espèces floristiques.

La composition colorée standard<sup>3</sup> a révélé une saturation dans le proche infra-rouge, visible à la couleur rouge clair (Fig. 11), ce qui correspond à l'activité végétative très importante à cette période de l'année. Cela peut aboutir à des erreurs d'interprétation des différents types de végétation : une confusion entre une sur- et une sous-évaluation n'est pas exclue.

<sup>3</sup> Une composition colorée standard consiste à coder le vert en bleu, le rouge en vert et le proche infrarouge en rouge.



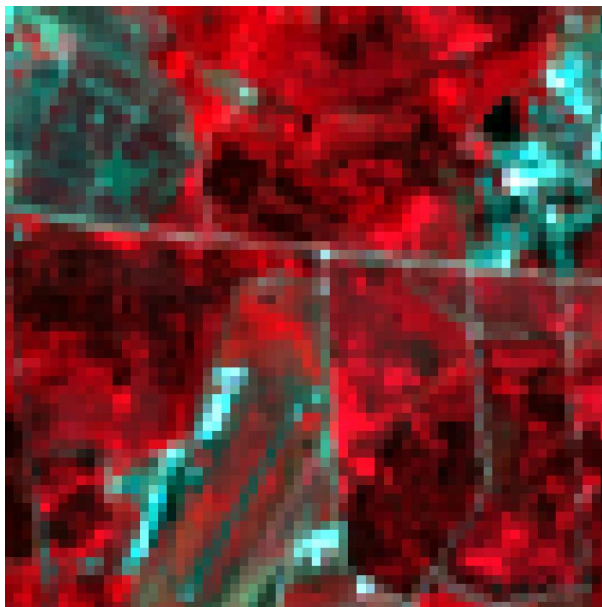


Fig. 11. Composition colorée standard de l'image Landsat 8 du 18/07/2016.

Les variations présentes sur le site de suivi même posaient un problème dans la mesure où elles ne correspondaient pas à la connaissance du terrain : les naturalistes considéraient cette lande fauchée homogène et ont été troublés par l'hétérogénéité qui ressortait de cette première image (Fig. 12-A). L'adéquation entre les résultats de télédétection et les attentes des naturalistes de terrain nécessite un dialogue et un travail mutuel pour que le résultat apparaisse pertinent pour les deux disciplines.

Les difficultés liées à l'identification des différents types de végétation a conduit à revoir le choix de la date de prise de vue de l'image Landsat. La prise en compte de la phénologie nécessite deux prises de vue espacées dans le temps et représentatives d'un stade végétatif particulier. Les périodes de mars et de septembre ont été ciblées. Ainsi, l'utilisation d'images aériennes à ces deux périodes de l'année permet de prendre en compte la phénologie pour interpréter la classe, notamment la différence d'activité végétative, pour différencier feuillus et conifères. Les feuillus ont une activité végétative plus importante que les conifères, notamment au printemps/été, alors que les conifères ont une activité végétative plus stable dans le temps. De plus, les feuillus ayant leur feuillage plus clair, la réflectance dans le visible est plus importante que celle des conifères, de couleur plus sombre.

Des données abiotiques ont été ajoutées également : trois images exprimant l'altitude, la pente et l'exposition complètent les 14 images Landsat. Dans un premier temps, le Modèle Numérique de Terrain utilisé avait une résolution de 75 m (données libres, mises en ligne par l'IGN), rééchantillonnées à 30 m pour être calées sur les images Landsat. Le site d'étude ayant un relief assez plat, cette basse résolution n'a pas posé de problème particulier, mais une résolution plus fine est nécessaire pour certains autres sites au relief plus contrasté. Par la suite, le MNT utilisé a une résolution de 5 m, dégradée par un rééchantillonnage à 30 m.

La méthode de télédétection a été similaire à la précédente, excepté que les images sources étaient plus nombreuses. L'utilisation d'images Landsat à deux dates est apparue pertinente, notamment lors de l'étape d'interprétation des classes au regard de leur comportement spectral moyen selon la saison. En revanche, les questions de reconnaissance de l'humidité du milieu et du caractère agricole de telle ou telle prairie restaient en suspens (Fig. 12-B).

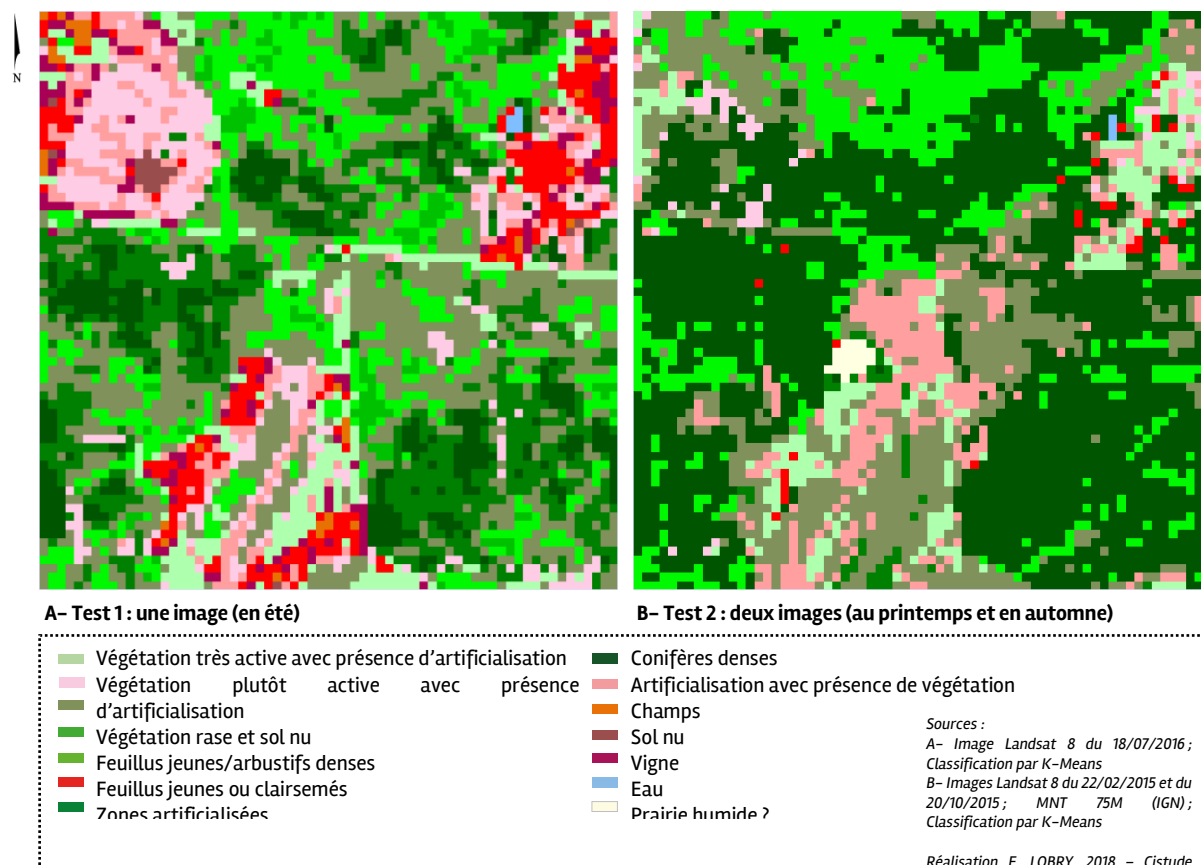


Fig. 12. Images résultant des premiers tests de cartographie à 30 mètres de résolution.

La méthode employée ci-dessus s'est avérée pertinente, mais assez chronophage. Pour une efficacité thématique accrue, l'hypothèse d'une utilisation de données d'occupation du sol préexistantes pouvant permettre de gagner en rapidité a été posée.

Partant du postulat selon lequel certains types d'occupation du sol ne nécessitaient pas une analyse trop approfondie, tandis que d'autres étaient au centre des préoccupations (la prairie humide, pour ce site d'étude, les milieux « naturels » plus généralement) ; une base d'occupation du sol préexistante pourrait être utilisée, notamment pour les espaces artificialisés par exemple, et la télédétection utilisée pour certains autres types : prairies, forêts (recherche de la densité), milieux « naturels » au sens large (Fig. 13). L'étape de télédétection utiliserait la donnée connue comme une image masque lors de la classification par K-moyennes (Fig. 14).

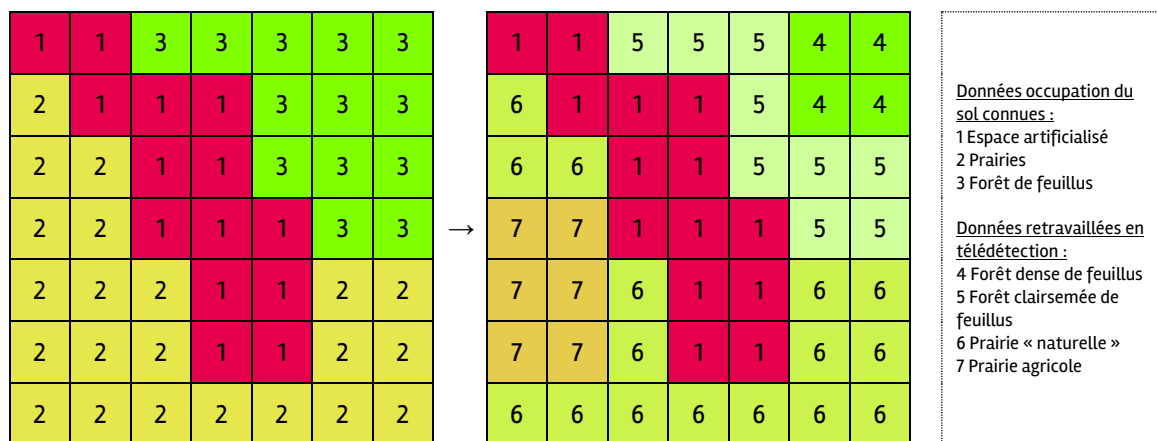


Fig. 13. Illustration du principe d'approfondissement ciblé sur certains types d'occupation du sol.

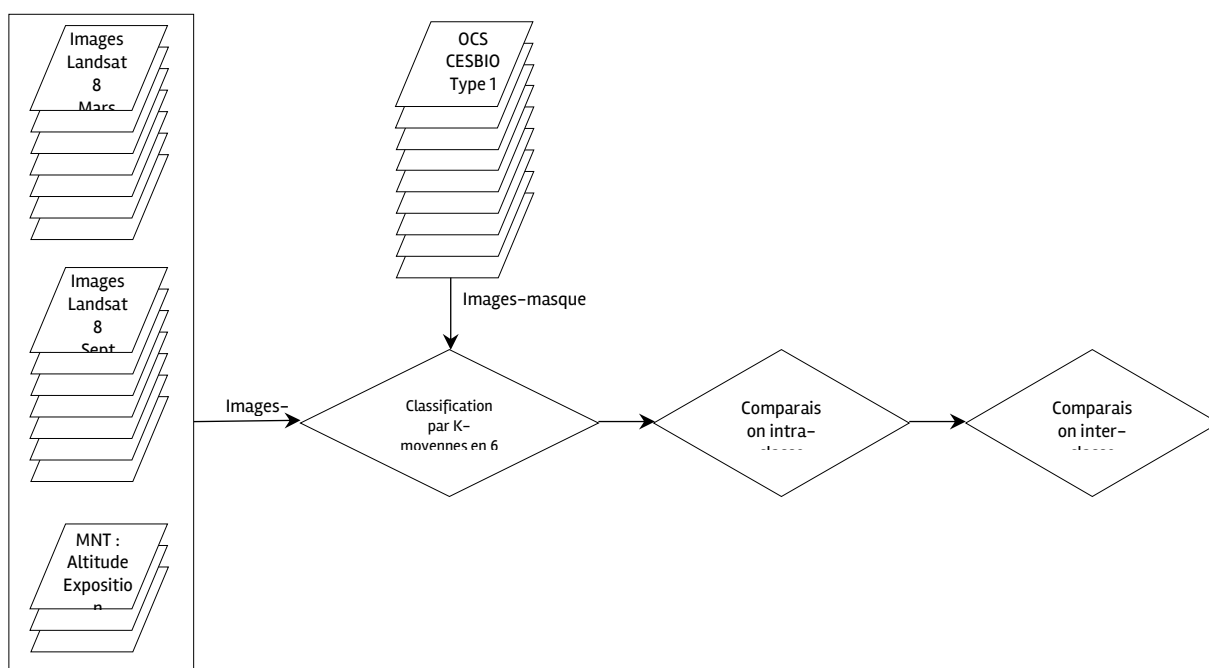


Fig. 14. Protocole de traitement intégrant une base de données préexistante.

Un rapide contrôle des images a montré que les classes à retravailler *a priori* pour le site de suivi étudié, c'est-à-dire les classes « Pelouses », « Landes ligneuses », « Prairie », voire « Cultures d'hiver » et « Cultures d'été », ne couvraient pas entièrement la zone d'étude, pour laquelle les connaissances naturalistes indiquent qu'il s'agit d'une prairie humide.

Ainsi, la méthode a évolué et chaque type d'occupation du sol a été replacé en une image binaire pouvant servir de masque pour des classifications par K-moyennes. L'objectif était donc de rechercher l'hétérogénéité au sein d'une classe pré-identifiée comme homogène ; cette classe étant issue d'une base de données d'occupation du sol et non d'une première étape de classification comme dans les deux tests précédents.

Les méthodes de classification automatique du CESBIO offrent un résultat intéressant à l'échelon régional ou national, mais quelques pixels mal classés rendent leur utilisation à un échelon très local

plus compliquée. Ainsi, certains pixels de « Plages et dunes » étaient présents sur le périmètre de l'aérodrome. Outre cet exemple, l'image a révélé des pixels classés avec des valeurs absentes de la nomenclature, et quelques pixels « inclassables » attribués à une classe 0 « no data ». Le faible nombre de pixels isolés dans chaque classe les rend non-significatifs. Pourtant, lors de l'étape de sous-classification par K-moyennes, ces pixels isolés et très hétérogènes ont rendu très compliquée leur attribution. Si certaines classes, telle que « forêt de conifères », très présente sur l'image, ont permis d'obtenir de bons résultats lors de la sous-classification, le trop grand nombre de pixels difficilement classables (Fig. 15) a remis en question la pertinence de cette méthode quant à un gain de temps supposé par rapport à la méthode présentée précédemment et l'essai n'a donc pas été mené à son terme.

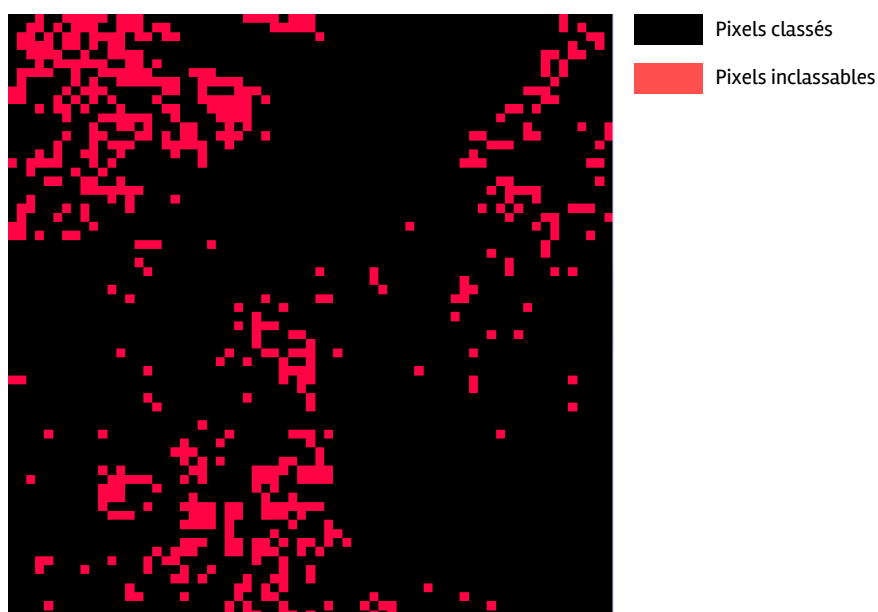


Fig. 15. Pixels inclassables après sous-classification par K-moyennes de l'image CESBIO.

Le principe de classer des pixels à l'intérieur d'une classe homogène identifiée dans une base de données d'occupation du sol existante a été repris avec la base de données OCSGE (Annexe 1) de PIGMA, issue de photo-interprétation. Cette méthode a été retenue et correspond au protocole présenté en détail dans la partie suivante.

Le protocole de traitements de données (Annexe 2), constitué d'une part des traitements d'images effectués pour obtenir une carte de l'occupation du sol, dont la résolution spatiale correspond à la problématique du programme de recherche, et d'autre part du calcul des indices paysagers, va maintenant être présenté.

### 3. Cartographie de l'occupation du sol à une résolution de 30 mètres

Cette méthode se décompose en deux temps : d'abord, la classification des pixels par la méthode des K-moyennes et l'interprétation des classes obtenues ; puis l'ajout d'informations exogènes pour intégrer les routes, l'agriculture et l'humidité du milieu notamment.

#### 3.1 Identifier les types d'occupation du sol : télédétection et classification par K-moyennes

La première étape consiste en la classification des images par la méthode des K-moyennes. Ce traitement est effectué avec le logiciel TerrSet (© Clark University) version 18.21.

La classification est effectuée à partir d'un groupe de 17 images, constitué des 7 bandes de deux images Landsat (en mars et en septembre) et de trois bandes supplémentaires rendant compte des caractéristiques physiques du milieu : l'altitude, l'exposition et la pente. Ces dernières images sont issues du MNT de résolution 5 mètres de l'IGN, rééchantillonné à une résolution de 30 mètres et reprojété dans le même système de projection que les images Landsat (Annexe 3).

Pour la phase d'interprétation, la moyenne des signatures spectrales de chaque classe est calculée (outil « MakeSig ») et extraite vers un tableur où elles sont répertoriées par site et par image-masque, et où s'affichent les courbes spectrales. L'objectif consistait à interpréter ces courbes spectrales pour nommer les classes identifiées par le logiciel en collaboration (Emmeline Lobry, géographe, et Fanny Mallard, écologue). Pour cela, ces informations ont été synthétisées dans un nouveau tableau (présenté en Annexe 4) afin de simplifier la lecture des courbes spectrales en identifiant, au préalable du travail d'interprétation :

- l'allure générale de la courbe : Eau, Végétal, Minéral, Mixte Végétal, Mixte Minéral, Mixte plat (les courbes « mixtes » correspondant à celles présentant un plateau de réflectance entre B5 et B6),
- une échelle du niveau de réflectance dans le proche infra-rouge (B5),
- une échelle du niveau de réflectance dans l'infra-rouge moyen (B6),
- le ton moyen des pixels dans le signal visible, c'est-à-dire une approximation de leur luminosité (couleur claire ou sombre)

et ce, aux deux dates de mars et septembre, et pour chaque classe.

Pour aider à l'interprétation des classes, la reconnaissance visuelle sur photographies aériennes (BD ORTHO 2015) a été utilisée en complément de l'interprétation des courbes spectrales.

Lorsque les classes n'apparaissaient visuellement pas suffisamment homogènes et définissables, elles ont fait l'objet d'une nouvelle classification par K-moyennes (3 classes demandées à l'intérieur de la classe hétérogène).

Ces étapes et les sources des données utilisées sont synthétisées dans la figure suivante (Fig. 16). Les résultats de cette première étape apparaissent insuffisants à certains égards. La résolution spatiale de 30 mètres permet rarement d'identifier les routes et les cours d'eau, larges de quelques mètres au plus, et qui sont pourtant susceptibles d'avoir de véritables effets, positifs ou négatifs, sur la présence et le déplacement des espèces végétales et animales suivies. Ainsi, il est apparu important

de les surajouter pour que ces effets puissent être pris en compte dans l'analyse paysagère. Si ce choix peut biaiser l'analyse dans la mesure où l'information sous-jacente, issue du travail de télédétection, est perdue ; mais l'absence d'information sur les routes et l'hydrographie aurait elle aussi constitué un biais non négligeable.

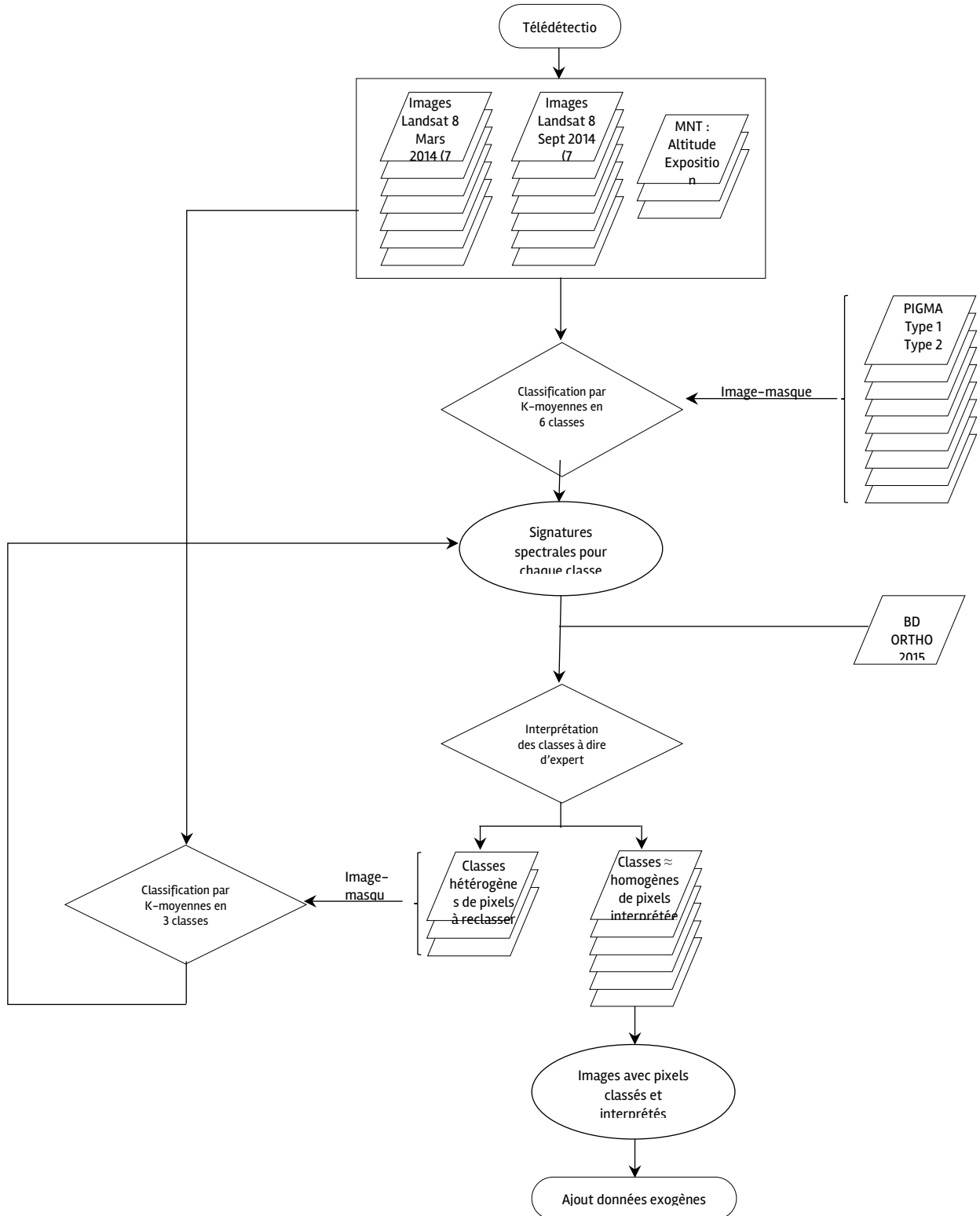


Fig. 16. Etapes du protocole de traitement des données.



### 3.2 Compléter les résultats de la télédétection par des données exogènes

La méthode permettant d'intégrer des informations supplémentaires est ici explicitée : pratiques agricoles, humidité du milieu, routes et hydrographie. Ces informations sont contenues dans des bases de données thématiques, souvent vectorielles : elles sont qualifiées d'exogènes, vis-à-vis des images satellitales utilisées pour la phase de télédétection.

- Confirmer les espaces et pratiques agricoles avec le Registre Parcellaire Graphique

La méthode de classification utilisée ne permet pas de dissocier avec certitude les prairies pâturées des prairies de fauche, à usage agricole, mais aussi d'espaces de cultures diverses. Les qualités et les pressions associées à ces milieux sont en effet bien différentes et il apparaît nécessaire de les différencier.

Dans ce but, la base de données du Registre Parcellaire Graphique a été mobilisée. La nomenclature très détaillée des types de cultures dominantes était *a priori* peu intéressante. Seuls les types « prairies temporaires », « prairies permanentes », « estives et landes » et « fourrages » ont été conservés, alors que tous les autres types ont été agrégés en une classe « cultures ».

L'objectif de l'utilisation de ces données est de préciser et/ou compléter les premiers résultats. Ainsi, les données du RPG sont utilisées uniquement au sein des pixels « prairies/cultures ». Chaque couche est extraite individuellement pour obtenir des images binaires : « prairies temporaires », « prairies permanentes », etc. Ces images sont recodées de sorte que la valeur « 1 », valant présence de prairies temporaires par exemple, devienne « 20 ». La valeur « 20 » est choisie puisque l'image issue des premiers traitements aboutit à une carte ayant moins de 20 items de légende.

Cette opération permet d'ajouter l'image RPG à l'image issue de la classification (nommée CKM – *Classified KMeans*). L'image résultat conserve ainsi les espaces « prairies/cultures », de valeur « 4 », mais certains de ces pixels prennent une valeur « 24 », permettant donc de préciser certains espaces au sein de la classe générique identifiée auparavant (Fig. 17).

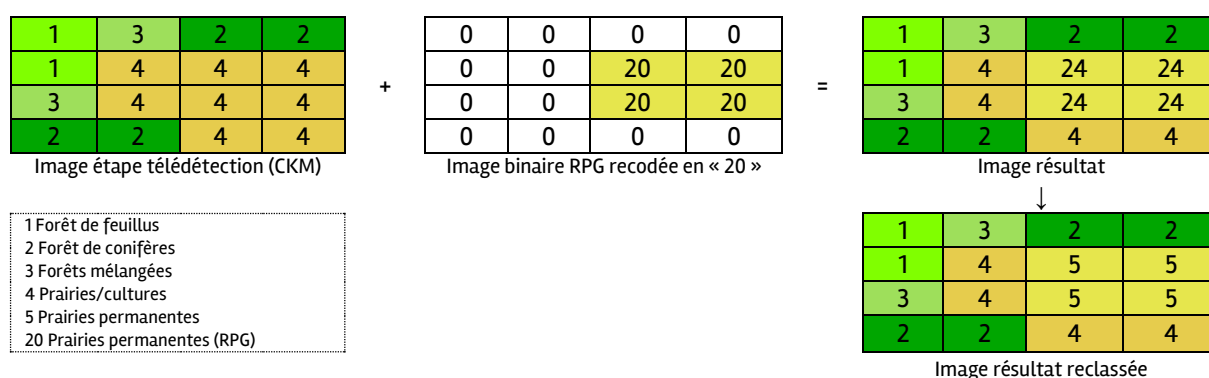


Fig. 17. Illustration du principe d'intégration de l'information « agricole ».

Ce principe est répété autant de fois que nécessaire pour prendre en compte les différents types d'agriculture présents et les ajouter à la légende finale de notre image.

- Renseigner l'humidité du milieu avec les « zones humides élémentaires »

Les zones humides sont difficilement repérables sur nos images. L'utilisation d'une image satellite à une date précise, choisie en fonction des conditions météorologiques, c'est-à-dire une période de précipitations, qui seraient susceptibles de faire apparaître une saturation des sols en eau, a été envisagée. Cependant, trouver une concordance entre la météorologie, l'existence de l'image et a *fortiori* sa qualité apparaissait peu probable, et ce travail trop chronophage, pour des résultats pour le moins incertains.

L'objectif étant de mettre en place un protocole de traitements applicable à l'ensemble, ou du mois à la grande majorité, des sites, il était nécessaire de trouver des données déjà récoltées sur l'humidité des milieux.

Peu d'informations géographiques sont disponibles sur ce sujet, à haute résolution, en accès libre et régulièrement mises à jour. La couche SIG des Zones Humides Élémentaires du Bassin Adour-Garonne, qui compile divers inventaires de terrain, a été mobilisée. Ces données datent de 2007 (publiées en 2013) et ont vocation à être utilisées à une résolution spatiale de 1/50 000. Si cette résolution est bien inférieure à la résolution de travail de cette étude, aucune donnée n'existe à très haute résolution pour l'ensemble de la Nouvelle-Aquitaine et en libre accès à notre connaissance. Par ailleurs, une rapide exploration de la base de données a révélé sa très grande hétérogénéité.

En effet, l'attribut « Typ\_Locale » varie fortement, en fonction des lieux et des organismes chargés des inventaires. Ainsi, au sein d'un même site, plusieurs types de zones humides apparaissent avec des intitulés très hétérogènes, du plus précis au plus flou : « Prairies à Agropyre et Rumex », « Prairies humides atlantiques et subatlantiques », « Buisson de Saules de marais » (pour le site du Plateau d'Argentine, Dordogne) ; « Roselière ou lande humide », « Eau peu profonde » (site de la Lagune de Callen, Landes) ; etc.

Conserver ces informations en l'état aurait abouti à une légende fortement complexifiée. De plus, cela aurait introduit de fortes différences entre les légendes des sites (Tab. III).

Tab. III. Comparaison des légendes obtenues pour chaque site si les informations de la couche SIG « ZHE » étaient conservées en l'état.

	<b>Aérodrome Bordeaux- Saucats (Gironde)</b>	<b>Plateau d'Argentine (Dordogne)</b>	<b>Lagune de Callen (Landes)</b>
<b>Items de légende issus des données ZHE</b>	Tourbières/landes	Buisson de Saules de marais Communautés à Reine des Prés et communautés associées Forêts de Frênes et d'Aulnes des ruisselets et des sources Prairies à Agropyre et Rumex Prairies à Molinie et communautés associées Prairies acides à Molinie Prairies humides atlantiques et subatlantiques Pâtures à grands joncs Peuplements de grandes Laiches	Boisement mixte de Pins et de Chênes Chênes et aulnes Chênes, boisement de feuillus mésophile Eau peu profonde Lande à Molinie Pinède sur lande à Molinie Roselière ou lande humide (touradon de Molinie, lande tourbeuse) Roselière ou Cariçaie colonisée par Aulne ou Saule

Pour harmoniser les cartographies et leurs légendes, seule l'information « humide » a été conservée, en agrégeant tous les types présents. Il faut noter que certains objets de la carte sont supprimés pour l'étude lorsqu'ils correspondent à des éléments anthropisés : les objets de type « Culture », « Cultures », « Terres agricoles et paysages artificialisés » et « Zones artificialisées, jardins, décharge, carrière » sont ainsi écartés de la base de travail. Cette information « humide » a pour but de préciser les données issues du traitement de télédétection, comme le présente le tableau suivant (Tab. IV).

Tab. IV. Principe de l'ajout de l'information « humide ».

Type d'occupation du sol de l'image CKM	Libellé du type d'occupation du sol avec présence d'une ZHE
Prairies/cultures	Prairies humides
Forêt de conifères	Forêt et landes humides
Pelouse	Pelouse humide
Landes et broussailles	Landes et prairies humides

Pour intégrer cette information, qui ne permet que d'approximer la caractéristique humide du milieu, la même méthode que pour les informations sur l'agriculture est utilisée (Fig. 18).

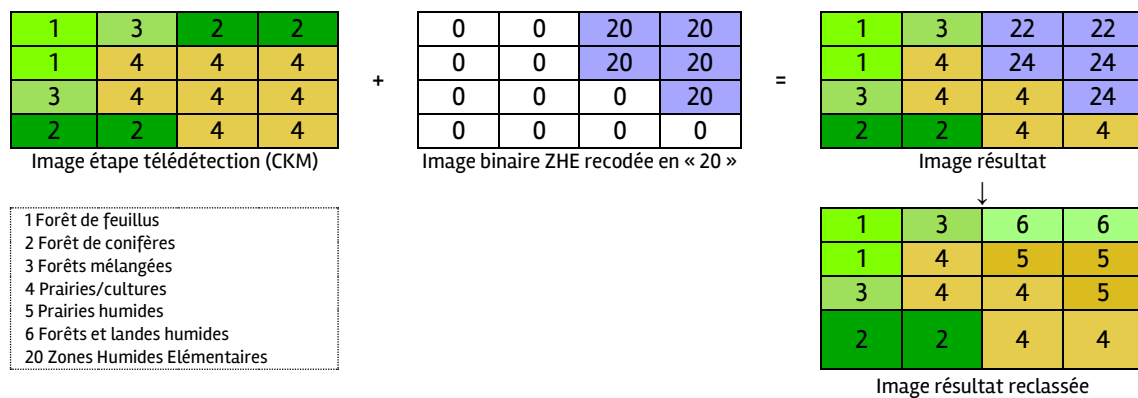


Fig. 18. Illustration du principe d'intégration de l'information « humide ».

A l'issue de ces étapes, la cartographie présente les différents types d'occupation du sol en intégrant des informations sur les pratiques agricoles présentes et l'humidité du milieu. Il apparaît désormais nécessaire, pour la suite des analyses, d'ajouter la présence du réseau hydrographique et des routes.

- **Prendre en compte l'hydrographie et les routes avec la BD TOPO**

Le travail de télédétection avec des images de 30 mètres de résolution spatiale ne permet pas, ou très rarement, d'identifier les espaces routiers et l'hydrographie, qui sont en général des éléments linéaires de quelques mètres de large au plus. Pour pallier l'absence de ces informations, les rubriques Hydrographie et Réseaux routiers de la BD TOPO 2017 ont été mobilisées.

La couche SIG des réseaux routiers est constituée de polygones, dont les attributs mentionnent entre autres la nature, le toponyme, la largeur, le nombre de voies. Le fichier a été reprojeté et transformé en format raster, dont les valeurs correspondent à la nature de la route, hiérarchisées selon leur impact possible sur la faune et la flore (1 ayant le moins d'impact et 6 l'impact le plus important) (MALLARD, 2014) (Tab. V).

Tab. V. Hiérarchie des types de réseaux routiers présents dans la BD TOPO (d'après MALLARD (2014)).

Nature de la route	Code attribué
Autoroute	6
Bac auto/piéton	0 – aucun site concerné
Chemin, route empierrée	3
Piste cyclable	2
Route à une chaussée	4
Route à deux chaussées	5
Sentier	1

La couche de l'hydrographie est également constituée de polygones. Les attributs précisent s'il s'agit d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau temporaire ou permanent. Pour éviter de sur-représenter le réseau hydrographique, seuls les objets permanents ont été conservés, à l'exception de la lagune de Callen, dont le plan d'eau qui constitue le site de suivi était tracé en plan d'eau temporaire.

La transformation d'un fichier vectoriel constitué de polygones en un fichier raster implique d'attribuer à un pixel une information « présence d'un réseau », là où la surface réelle du réseau n'occupe pas toute celle du pixel. Cela aboutit à des conflits récurrents d'une présence simultanée, au sein d'un même pixel, du réseau hydrographique et du réseau routier. Il est donc apparu nécessaire de choisir quel réseau « prendrait le pas » sur l'autre.

Les éléments « naturels » du paysage sont volontairement mis en avant. Ainsi, la priorité est donnée à la continuité d'un cours d'eau par rapport à une présence de sentiers, pistes cyclables et chemins ou routes empierrées (routes de type 1 à 3) ; tandis que les autoroutes et routes à une ou deux chaussées (types 4 à 6) ont un impact négatif qui se surimpose à la présence d'un cours d'eau.

Les images sont surimposées en trois étapes : les routes de type 1 à 3 ; puis le réseau hydrographique ; enfin, les routes de type 4 à 6 (Fig. 19).

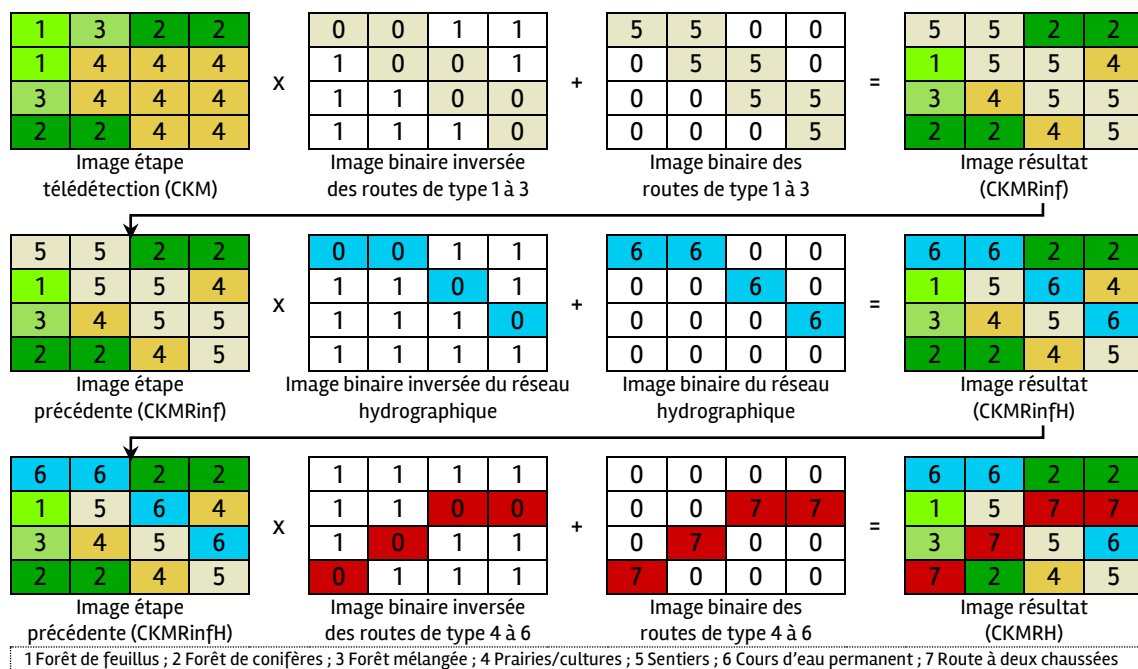


Fig. 19. Illustration des étapes d'intégration des routes et de l'hydrographie.

A l'issue du protocole décrit, une cartographie d'occupation du sol à une résolution spatiale de 30 mètres et d'une résolution thématique de type Corine Land Cover niveau 4 (à l'exception des territoires artificialisés qui sont globalement agrégés) a été construite, pour une zone d'étude carrée de 2 km de côté, dont le centre correspond au centroïde du site de suivis. Ces cartographies sont désormais utilisables pour obtenir des indices paysagers susceptibles de caractériser et comparer les sites de suivis.

## 4. Cartographie de l'occupation du sol à une résolution de 10 mètres

Lors de la présentation de ces travaux en journée d'études, l'utilisation possible d'une autre source de données a été discutée. Les images Sentinel, d'une résolution spatiale allant de 10 à 20 mètres de résolution pour les bandes spectrales pertinentes (Fig. 20), sont apparues intéressantes. La cartographie à 10 mètres de résolution a été testée pour le site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats, afin de pouvoir y comparer les cartes de différentes résolutions spatiales.

### 4.1 Préparation des images

La classification des images nécessite une préparation préalable. D'abord, pour obtenir des images multispectrales à une résolution unique de 10 mètres, deux méthodes ont été testées : un simple rééchantillonnage et une amélioration de la netteté panchromatique. Ensuite, pour réduire la taille du corpus d'images utilisées afin de réduire les temps de traitement, une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée. Dans la mesure où les images sont très corrélées entre elles, les images résultant de l'ACP permettent de résumer, en quelques images, l'ensemble des images multispectrales aux deux dates d'étude.

- Amélioration de la netteté panchromatique

Les images des bandes spectrales 11 et 12, caractérisant la réflectance dans l'infrarouge moyen, de résolution moindre, ont nécessité un travail supplémentaire afin d'obtenir pour ces bandes une résolution de 10 mètres, afin de les rendre utilisables dans une classification en les intégrant aux autres bandes spectrales.

Résolution spatiale	Numéro de la bande	Nom de la bande spectrale	Longueur d'onde (nm)	
			Satellite Sentinel-2A	Satellite Sentinel-2B
10 mètres	2	Bleu (visible)	496.6	492.1
10 mètres	3	Vert (visible)	560.0	559.0
10 mètres	4	Rouge (visible)	664.5	665.0
10 mètres	8	Proche Infrarouge	835.1	833.0
20 mètres	11	Infrarouge Moyen 1	1613.7	1610.4
20 mètres	12	Infrarouge Moyen 2	2202.4	2185.7

Fig. 20. Caractéristiques des images Sentinel (source : <https://sentinel2.cnes.fr/fr/instruments-2>).

Deux méthodes ont été employées : un rééchantillonnage classique, attribuant aux 4 cellules (de l'image de résolution 10 mètres) composant une cellule (de l'image de résolution 20 mètres) la valeur de cette dernière ; et la fusion avec une image panchromatique. Cette méthode repose sur la corrélation des valeurs de réflectance dans les différentes bandes. L'image panchromatique, de résolution supérieure, synthétise les valeurs dans l'ensemble des bandes spectrales. Ainsi, l'opération d'amélioration de la netteté panchromatique (*pansharpening* en anglais) consiste à prendre en compte cette image panchromatique, de résolution supérieure, pour créer une image exprimant les variations de réflectance pour une image de bande spectrale de résolution inférieure. Dans ce cas d'étude, l'opération permet de créer deux nouvelles images de résolution 10 mètres pour les bandes 11 et 12, en se basant sur les images originelles à 20 mètres de résolution et l'image panchromatique de 10 mètres de résolution (Fig. 21–Fig. 22).

Aucune image panchromatique n'est enregistrée lors de l'enregistrement des images Sentinel, contrairement aux images Landsat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI–TIRS. Une image panchromatique a donc été construite en moyennant les valeurs des images des bandes du bleu, vert, rouge et proche infrarouge, toutes de résolution 10 mètres. Pour améliorer la netteté des bandes de l'infrarouge moyen, l'utilisation de plusieurs images panchromatiques est possible et a été comparée (utilisation d'une image moyennant les bandes 2, 3, 4 et 8 ; utilisation de la bande 8 seule ; utilisation de la bande 4 qui est corrélée aux bandes 11 et 12). Il apparaît que toutes les images permettent de produire des résultats pertinents (KAPLAN, 2018). La méthode de fusion choisie est l'IHS (Intensity – Hue – Saturation), qui réduit la distorsion spectrale, affiche un coefficient de corrélation (CC) et un indice universel de qualité d'image (UIQI) importants et de faibles valeurs d'erreurs (erreur spectrale moyenne relative RASE) entre l'image de référence, de résolution 20 m, et l'image résultat (KAPLAN, 2018).



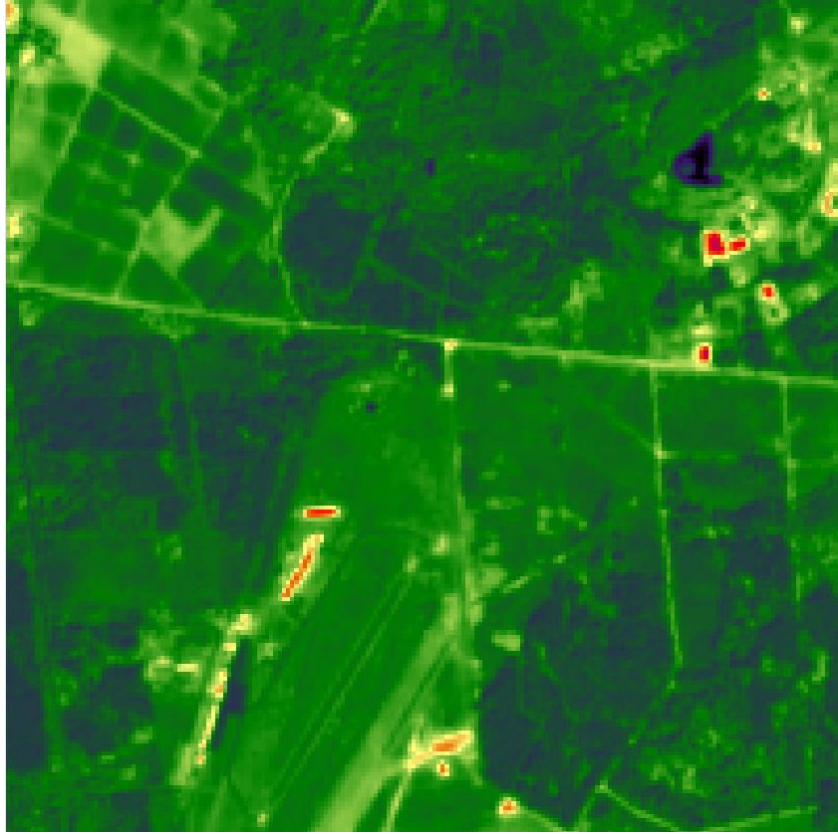


Fig. 21. Image issue du pansharpening (PANSHP) du site AROD.

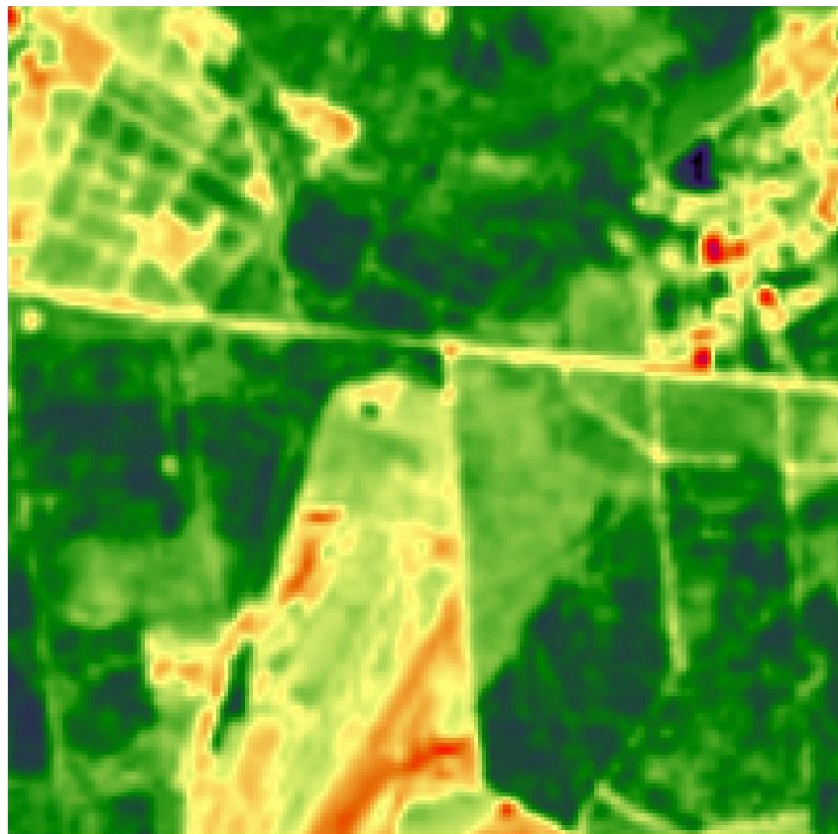


Fig. 22. Image issue du rééchantillonnage (RESAMPLE) du site AEROD.

### • Analyse en Composantes Principales

Comme pour les images Landsat, la classification s'effectue en prenant en compte d'une part les bandes bleu, vert, rouge, proche-infrarouge, infrarouge moyen à deux dates (6 images x 2), et d'autre part les caractéristiques d'altitude, pente et exposition (4 images). Le grand nombre d'images allongeant les temps de traitements et considérant la forte corrélation des images entre elles, les 12 images spectrales ont fait l'objet d'une Analyse par Composantes Principales, en mode temporel. Les images des composants principaux résultant de cette ACP et expliquant au minimum 95% de la variation (4 à 5 composants, cf. Tab. VI) sont utilisées comme images-sources. Ainsi, le nombre d'images formant le groupe servant à la classification est réduit de 16 à 8 (voire 9) images, rendant les traitements plus rapides.

Tab. VI. Résultat de l'ACP pour le groupe d'images « resample »<sup>4</sup> : ici, 5 images de composantes principales sont nécessaires pour exprimer plus de 95% de la variation.

Composant du mode temporel	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Pourcentage de la variation exprimé	67.09	13.86	8.55	5.33	3.70	0.65

## 4.2 Classification des types d'occupation du sol

La classification est donc effectuée à partir d'un groupe de 8 (voire 9) images :

- Les images résultant de l'Analyse par Composantes Principales (4 voire 5 images),
- Une image de l'altitude,
- Une image de la pente (en degrés),
- Deux images exprimant l'exposition : l'une exprime un degré d'orientation Nord-Sud sur une échelle allant de 0 à 180 ; l'autre exprime un degré d'orientation Est-Ouest sur une échelle de 0 à 180. Dans ces images, une valeur -1 a été attribuée aux pixels situés sur un terrain considéré plat (pente inférieure à 1 degré).

Le schéma suivant présente l'utilisation de ces différentes images au cours du protocole de traitement et les différentes étapes mises en œuvre (Fig. 23). L'étape d'amélioration de la netteté panchromatique y est illustrée (étape 1) ; cependant il faut noter que parallèlement a été menée la méthode du simple rééchantillonnage, qui se substitue donc à cette étape présente sur le schéma.

---

<sup>4</sup> Ce groupe est constitué des images bleu, vert, rouge, proche-infrarouge à 10 mètres de résolution, et des images de l'infrarouge moyen (de résolution 20 mètres) rééchantillonnées à 10 mètres, pour les deux dates. Les images retravaillées avec l'amélioration de la netteté panchromatique sont nommées « pansh », pour les différencier des images « resample ».

Comme précédemment, le Référentiel Aquitain d'Occupation du Sol à Grande Echelle a été mobilisé, après avoir été retravaillé pour harmoniser les nomenclatures, reprojété en WGS 84-UTM30N et transformé en fichier raster de 10 mètres de résolution.

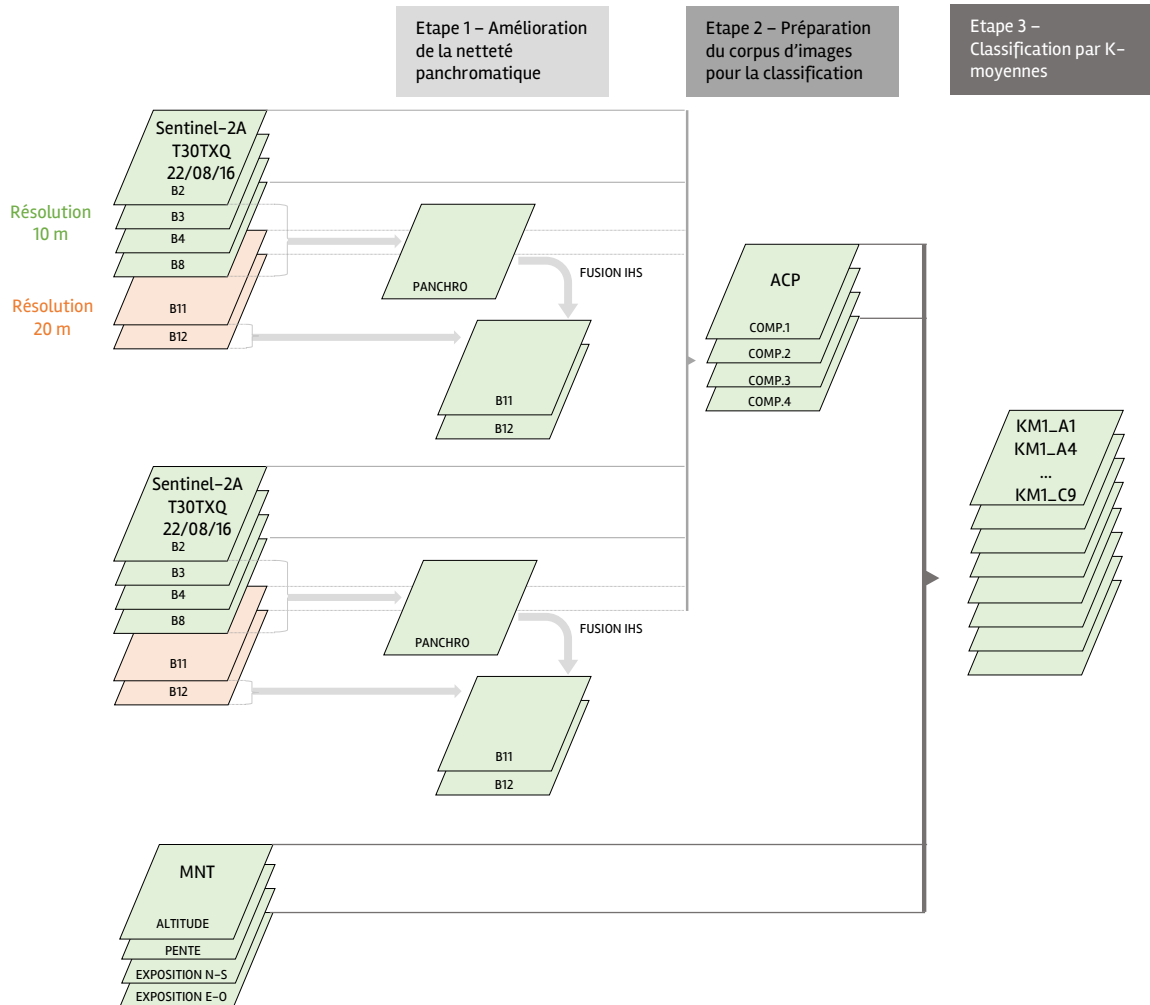


Fig. 23. Etapes de traitement pour la cartographie de 10 mètres de résolution.

### 4.3 Ajout des zones humides, du réseau routier et du réseau hydrographique

A la suite de la classification, l'ajout de données exogènes est mis en œuvre de la même manière que pour la cartographie à 30 mètres de résolution. Les cartes vectorielles sont rastérisées à 10 mètres de résolution. Toutefois, la couche des routes a été construite différemment. En effet, la possibilité d'avoir des routes de plus de 10 mètres de large a posé un nouveau questionnement puisqu'une route de 15 mètres de large par exemple devrait être présente sur deux cellules adjacentes.

Ainsi, la largeur des routes a été prise en compte. Cette donnée est présente dans la BD TOPO pour la plupart des routes. Certains objets ont toutefois une largeur non renseignée. Les champs manquants ont été remplis par la valeur de la largeur moyenne du type de route par département. Lorsqu'aucune largeur n'était présente dans la base de données, des largeurs arbitraires ont été fixées (en italique dans le tableau). Le tableau suivant présente les valeurs mises en place dans la base de données (Tab. VII). Les cases vides correspondent au cas où tous les objets de ce type présents dans la base ont leur champ largeur renseigné.

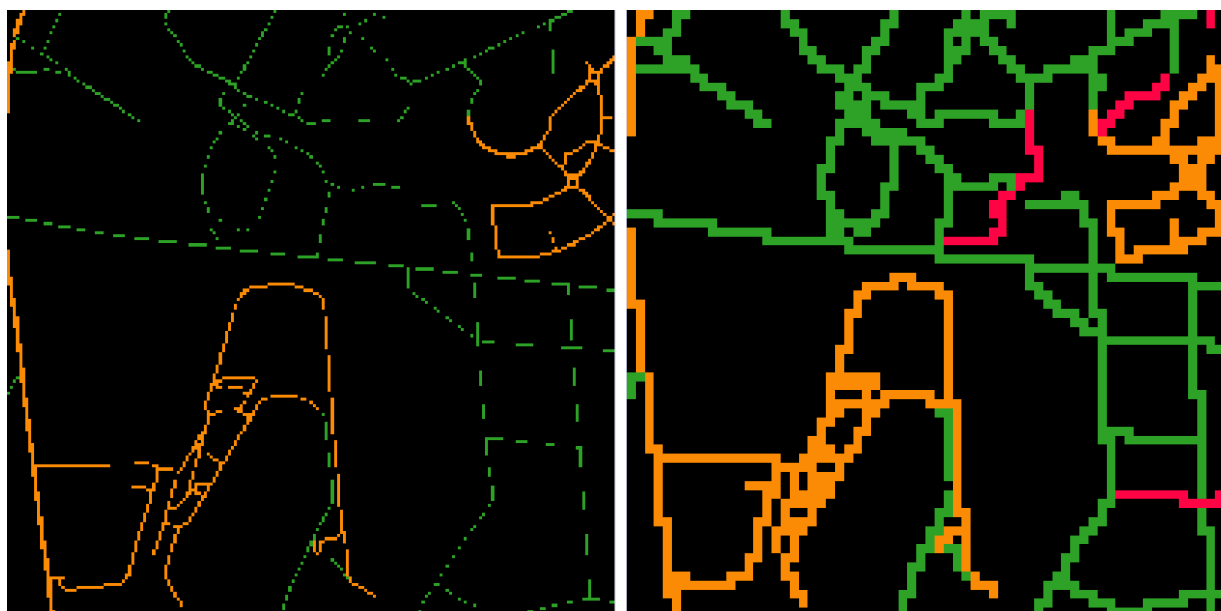
Tab. VII. Valeurs attribuées aux largeurs non renseignées dans la BD TOPO (en mètres).

Type/Département	16	17	19	23	24	33	40	47	64	86	87
Autoroutes et quasi-autoroutes		9.1	10.2			11	10.5		10.6		
Routes à deux chaussées	5.0	3.8		3.2	5.0	5.2	5.1	3.8	5.4	6.2	5.8
Routes à une chaussée	4.2	4.4	4.5	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.4	4.3
Bretelles	4.3	5.0	4.9	3.3	4.2	4.3	4.2	3.9	4.7	4.5	4.1
Routes empierrées	3	2.6	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Chemins	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Sentiers	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pistes cyclables	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Ces largeurs ont permis de créer une couche de polygones en réalisant une zone tampon autour des polylignes représentant le réseau routier. Les surfaces de route (correspondant souvent à des parkings) présentes dans la BD TOPO ont été ajoutées à ce fichier de polygones. C'est ce fichier qui a été rastérisé à 10 mètres de résolution. La présence d'une route a été assignée à une cellule lorsque sa superficie était occupée en majorité par la route.

Il faut noter qu'avec cette méthode, certaines routes apparaissent discontinues. Cela peut induire des biais pour la comparaison des cartes à 10 mètres et 30 mètres de résolution, notamment pour les indicateurs paysagers (une route discontinue ne fragmentera pas un patch d'habitat de la même manière qu'en linéaire continu). De plus, certains types de routes peu larges sont susceptibles de ne pas apparaître. Les images ci-dessous (Fig. 24) présentent ces différences pour le site de l'aérodrome :

- les sentiers n'apparaissent pas sur l'image à 10 mètres de résolution ;
- les chemins et routes empierrées, d'une largeur moindre, apparaissent discontinues ;
- les routes à une chaussée, plus larges, apparaissent quasiment toutes continues.



A- Résolution 10 mètres

B- Résolution 30 mètres

<span style="color: orange;">■</span> Routes à une chaussée	<span style="color: green;">■</span> Chemins, routes empierrées	<span style="color: red;">■</span> Sentiers	<i>Source : BD TOPO, 2018</i>
---	---	---	-------------------------------

Fig. 24. L'information du réseau routier aux résolutions de 10 et 30 mètres.

## 5. Indices paysagers

Les indices paysagers sont calculés avec le logiciel FRAGSTATS, afin d'obtenir des valeurs numériques permettant de décrire les caractéristiques paysagères de chaque site.

Le logiciel FRAGSTATS calcule ces valeurs en se basant sur des images (fichiers .ASCII ou .GEO TIFF), qui sont des cartographies d'habitat ou d'occupation des sols. Il faut en décrire les classes par leur code et leur nom, indiquer au logiciel s'il doit calculer les métriques pour cette classe ou non, indiquer au logiciel s'il s'agit d'un type classé en « background » ou et lui préciser la règle de voisinage choisie, ces derniers critères influençant le calcul de certaines métriques. La règle de voisinage indique au logiciel s'il doit utiliser, pour la définition des patchs homogènes, les quatre cellules jouxtant la cellule étudiée (selon les quadrants Nord-Sud et Est-Ouest) ou bien les huit cellules qui l'entourent (ajoutant le gradient Sud-Ouest/Nord-Est et Sud-Est/Nord-Ouest) (Fig. 25).

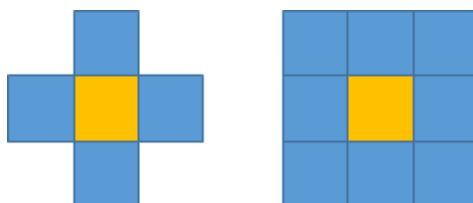


Fig. 25. Illustration de la règle de voisinage.

### 5.1 Sélection des métriques paysagères

Afin de réduire les temps de traitement, une analyse en mode lot (*batch* en anglais) est possible. Cela implique de mettre en place une légende harmonisée pour l'ensemble des sites, notamment d'harmoniser les codes (Annexe 5).

Des indices sont calculés aux niveaux du paysage et des classes d'occupation du sol. Le tableau suivant présente les indices mobilisés. Les calculs peuvent être réalisés :

- au niveau du paysage, ce qui signifie que l'ensemble de la carte est pris en compte ;
- au niveau des classes, ce qui revient à calculer les indices pour chaque type d'occupation du sol présent sur la carte ;
- au niveau des patchs (pour rappel, en écologie du paysage, les patchs sont des espaces homogènes et continus d'un même habitat ou d'une même classe d'occupation du sol). Ce dernier échelon de calcul n'a pas été utilisé puisqu'il n'apparaît pas pertinent au regard de notre objectif.

Les indices utilisés sont définis dans les paragraphes suivants.

#### 5.1.1 Métriques calculées au niveau paysage

Les métriques du paysage sont calculées sur la mosaïque de patchs. Deux types de métriques peuvent être calculés pour caractériser le paysage :

- des indices de la composition et de la configuration spatiale du paysage,
- des statistiques de distribution, c'est-à-dire des résumés statistiques des métriques calculées au niveau des patchs pour l'ensemble du paysage, notamment la moyenne et





l'écart-type. Dans les calculs, ces valeurs sont pondérées par la superficie des patchs et leur proportion dans le paysage.

Ces deux types de métriques seront mobilisés.

Pour rappel, les métriques au niveau paysage doivent permettre la comparaison des différents sites en termes de taille (une taille suffisante est souvent synonyme de qualité d'habitat dans la mesure où la partie « cœur » existe et que le patch n'est pas uniquement constitué de lisières), de connectivité, de fragmentation.

Au niveau du paysage, la taille peut être renseignée par les indices AREA et PARA, et indirectement par DIVISION et AI ; la connectivité par les indices CONTAG, ENN ; la fragmentation par les indices NP, ED, AI, DIVISION, PAFRAC.

Les indices peuvent être redondants entre eux, toutefois l'objectif final d'analyser leur corrélation avec la distribution de la faune amène à proposer dans ce premier temps un faisceau d'indices, qui sera affiné par la suite (cf. Fig. 8, étape 2).

- Indices de composition et de configuration spatiale du paysage

- Nombre de patchs (NP)

Cet indice contient une information sur le niveau d'agrégation des patchs et permet donc de caractériser la fragmentation du paysage (PENG *et al.*, 2010).

$NP = N$		N = nombre total de patchs dans le paysage.
<b>Description</b>	NP est égal au nombre de patchs dans le paysage.	
<b>Unités</b>	Aucune	
<b>Etendue</b>	$NP \geq 1$ , sans limite.	

- Densité de lisière (ED)

Cet indice contient une information sur le niveau d'agrégation des patchs et permet donc de caractériser la fragmentation du paysage. Il faut noter également qu'il est corrélé avec le degré de fragmentation et l'abondance maximale (PENG *et al.*, 2010).

$ED = \frac{E}{A} (10\ 000)$		E = longueur totale (m) de lisière dans le paysage. A = superficie totale du paysage (m <sup>2</sup> ).
<b>Description</b>	ED correspond à la somme des longueurs (m) de tous les segments de bord du paysage, divisée par la surface totale du paysage (m <sup>2</sup> ), multipliée par 10 000 (à convertir en hectares). NB. La superficie totale du paysage (A) inclut tout fond interne présent.	
<b>Unités</b>	Mètres par hectare	
<b>Etendue</b>	$ED \geq 0$ , sans limite.	



- Indice de contagion (CONTAG)

Cette métrique quantifie bien les différentes composantes spatiales d'un paysage : elle rend compte de la composition du paysage et de sa connectivité.

$\text{CONTAG} = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[ (P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[ \ln(P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] (100)$	
<p><math>P_i</math> = proportion du paysage occupé par le type de patch (classe) <math>i</math>.  <math>g_{ik}</math> = nombre de contiguïtés (jointures) entre les pixels des types de patches (classes) <math>i</math> et <math>k</math> basés sur la méthode de double comptabilisation.  <math>m</math> = nombre de types de patches (classes) présents dans le paysage, y compris la lisière du paysage si présente.</p>	
<b>Description</b>	CONTAG est égal à moins la somme de l'abondance proportionnelle de chaque type de patch multipliée par la proportion de cellules adjacentes entre ce type de patch et un autre type de patch, multipliée par le logarithme de la même quantité, additionné pour chaque type de cellule adjacente unique et chaque type de patch; divisé par 2 fois le logarithme du nombre de types de patches; multiplié par 100 (pour convertir en pourcentage).
<b>Unités</b>	Pourcentage
<b>Etendue</b>	$0 < \text{CONTAG} \leq 100$

- Indice de division du paysage (DIVISION)

Cet indice est corrélé avec le nombre de patches et l'abondance maximale : il permet donc de renseigner sur le degré de fragmentation du paysage. (PENG *et al.*, 2010).

$\text{DIVISION} = \left[ 1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$		<p><math>a_{ij}</math> = aire (<math>m^2</math>) de patch <math>ij</math>.  <math>A</math> = superficie totale du paysage (<math>m^2</math>).</p>
<b>Description</b>	DIVISION équivaut à 1 moins la somme de la superficie de la parcelle ( $m^2$ ) divisée par la superficie totale du paysage ( $m^2$ ), la quantité au carré, additionnée pour toutes les parcelles du paysage.	
<b>Unités</b>	Proportion	
<b>Etendue</b>	$0 \leq \text{DIVISION} < 1$	

- Indice d'agrégation (AI)

Cet indice est corrélé avec le degré de fragmentation et l'abondance maximale. Il informe principalement sur le niveau d'agrégation des patches (PENG *et al.*, 2010). Il est pertinent aux deux niveaux paysage et classe (DIAZ-VARELA *et al.*, 2009).

$AI = \left[ \frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$	<p><math>g_{ii}</math> = nombre de cellules adjacentes semblables (jointures) entre les pixels de type patch <math>i</math> basé sur la méthode de comptage simple.  <math>\max - g_{ii}</math> = nombre maximal de cellules adjacentes semblables (jointures) entre les pixels de type de patch <math>i</math> (voir ci-dessous) en fonction de la méthode de comptage simple.</p>
<p><b>Description</b></p>	<p>AI est égal au nombre de cellules adjacentes similaires impliquant la classe correspondante, divisé par le nombre maximal possible de cellules adjacentes similaires impliquant la classe correspondante, ce qui est obtenu lorsque la classe est regroupée au maximum dans un seul patch compact; multiplié par 100 (pour convertir en pourcentage). Si <math>a_i</math> est l'aire de la classe <math>i</math> (en termes de nombre de cellules) et <math>n</math> est le côté d'un plus grand carré entier inférieur à <math>AI</math> et que <math>m = AI - n^2</math>, le plus grand nombre de lisières partagées de la classe <math>i</math>, <math>\max - g_{ii}</math> prendra l'une des trois formes suivantes:</p> <p><math>\max - g_{ii} = 2n(n-1)</math>, quand <math>m = 0</math>, or  <math>\max - g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 1</math>, quand <math>m \leq n</math>, or  <math>\max - g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 2</math>, quand <math>m &gt; n</math>.</p>
<p><b>Unités</b></p>	<p>Pourcentage</p>
<p><b>Etendue</b></p>	<p><math>0 \leq AI \leq 100</math></p>

• Statistiques de distribution des métriques calculées au niveau des patches

Les métriques calculées au niveau des patches, pondérées par la superficie des patches et leur proportion dans le paysage, sont résumées par plusieurs métriques qui résument ainsi l'ensemble du paysage. Les deux caractéristiques statistiques utilisées sont la moyenne et l'écart-type.

$MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n X_{ij}}{N}$	<p>MN (moyenne) est égale à la somme, des valeurs métriques de tous les patches du paysage divisée par le nombre total de patches. MN est donnée sur les mêmes unités que la métrique de patch correspondante.</p>
<p>SD</p> $= \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ X_{ij} - \left( \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n X_{ij}}{N} \right) \right]^2}{N}}$	<p>SD (écart type) correspond à la racine carrée de la somme des écarts carrés de chaque valeur de la métrique de patch par rapport à la valeur de la métrique moyenne calculée pour tous les patches du paysage, divisée par le nombre total de patches; c'est-à-dire l'erreur quadratique moyenne (écart par rapport à la moyenne) de la métrique du patch correspondante. Il s'agit de l'écart type de la population et non de l'échantillon.</p>

- Moyenne, écart-type et coefficient de variation du Ratio aire-périmètre (PARA\_MN, \_SD)

Cet indice peut être utile pour représenter la forme des patches (Li *et al.*, 2005). Cela renseigne indirectement sur leur taille. Il ne dépend pas de la configuration de la carte aux niveaux paysage et classe.



$PARA = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$		$a_{ij}$ = aire (m <sup>2</sup> ) du patch ij. $p_{ij}$ = périmètre (m) du patch ij.
<b>Description</b>	PARA est égal au rapport entre le périmètre de patch (m) et la surface (m <sup>2</sup> ).	
<b>Unités</b>	Aucune	
<b>Etendue</b>	PARA > 0, sans limite.	

- Moyenne et écart-type de la distance euclidienne au plus proche voisin (ENN\_MN, \_SD)

Cet indice permet de renseigner sur la connectivité potentielle. Au niveau paysage, il permet de renseigner sur la connectivité potentielle moyenne de l'ensemble des patches et ne donne pas d'information sur la connectivité potentielle des types de milieux.

$ENN = h_{ij}$		$h_{ij}$ = distance (m) entre le patch ij et le patch du plus proche voisin de même type
<b>Description</b>	ENN égale la distance (en mètres) au patch de même type le plus proche. La distance est basée sur la distance la plus courte entre les lisières des patches ; elle est calculée à partir des centres de cellule.	
<b>Unités</b>	Mètres	
<b>Etendue</b>	ENN > 0, sans limite.	

- Moyenne et écart-type de l'aire des patches (AREA\_MN, \_SD)

Pour renseigner sur la composition et la configuration du paysage, l'aire de l'ensemble des patches est calculée et des résumés statistiques permettent de caractériser la distribution de cette métrique. L'aire moyenne d'un patch (métrique couramment nommée Mean Patch Size, MPS) est, au niveau paysage, redondante avec l'indice de densité de patch (PD) (MCGARIGAL & MARKS, 1995) qui n'est donc pas calculé.

### 5.1.2 Métriques calculées au niveau classe

Pour aller plus loin, il est possible de comparer différents sites en fonction des mêmes caractéristiques de taille, connectivité, fragmentation, pour certaines classes étudiées. Il peut être intéressant d'observer les caractéristiques du milieu prairial sur plusieurs sites par exemple. Cela pourrait permettre une discrimination, voire une hiérarchisation des sites au regard des caractéristiques de leur habitat.

De la même manière qu'au niveau du paysage, des indices renseignant la composition et la configuration des classes peuvent être calculés, mais aussi des données statistiques renseignant sur la distribution des métriques calculées au niveau des patches appartenant à la classe étudiée.

Au niveau des classes, la taille peut être renseignée par les indices AREA et PARA, et indirectement par PLAND, DIVISION et AI ; la connectivité par les indices CONTAG, ENN, COHESION, PROX ; la fragmentation par les indices NP, PD, ED, AI, DIVISION, PAFRAC.

• Indices de composition et de configuration spatiale des classes du paysage

– Proportion du paysage (PLAND)

Cet indice décrit la composition du paysage puisqu'il mesure la part du paysage occupée par une classe. Cette mesure est fondamentale pour beaucoup d'applications en écologie, notamment les études sur la fragmentation et la perte d'habitats (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$		$P_i$ = proportion du paysage occupé par le type de patch (classe) i. $a_{ij}$ = surface (m <sup>2</sup> ) du patch ij. A = superficie totale du paysage (m <sup>2</sup> ).
<b>Description</b>	PLAND correspond à la somme des surfaces (m <sup>2</sup> ) de tous les patches du type de patch correspondant, divisée par la superficie totale du paysage (m <sup>2</sup> ), multipliée par 100 (à convertir en pourcentage); autrement dit, PLAND est égal au pourcentage du paysage composé du type de patch correspondant. Remarque: la superficie totale du paysage (A) inclut tout fond interne présent.	
<b>Unités</b>	Pourcentage	
<b>Etendue</b>	0 < PLAND ≤ 100	

– Nombre de patches (NP)

Cet indice contient une information sur le niveau d'agrégation des patches et permet donc de caractériser la fragmentation du paysage (PENG *et al.*, 2010). L'aire moyenne d'un patch apparaît comme une métrique pertinente lorsqu'elle est interprétée en lien avec l'aire totale de la classe, la densité ou le nombre de patches et la variabilité des tailles des patches (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

$NP = N$		N = nombre total de patches dans le paysage.
<b>Description</b>	NP est égal au nombre de patches dans le paysage.	
<b>Unités</b>	Aucune	
<b>Etendue</b>	NP ≥ 1, sans limite.	



## - Densité de patchs (PD)

Cet indice renseigne sur le degré d'agrégation des patchs (PENG *et al.*, 2010). Il sera utilisé notamment au regard des valeurs de l'indice d'aire moyenne des patchs.

$PD = \frac{n_i}{A} (10\ 000)(100)$		$n_i$ = nombre de patchs dans le paysage de type de patch (classe) $i$ . $A$ = superficie totale du paysage ( $m^2$ ).
<b>Description</b>	PD correspond au nombre de patch du type de patch correspondant divisé par la superficie totale du paysage ( $m^2$ ), multiplié par 10 000 et 100 (à convertir en 100 hectares). Remarque: la superficie totale du paysage ( $A$ ) inclut tout fond interne présent.	
<b>Unités</b>	Nombre par 100 hectares	
<b>Etendue</b>	$PD > 0$ , contrainte par la taille de la cellule.	

## - Densité de lisière (ED)

Cet indice contient une information sur le niveau d'agrégation des patchs et permet donc de caractériser la fragmentation du paysage.

$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\ 000)$		$E_{ik}$ = longueur totale (m) de lisière dans un paysage impliquant un type de patch (classe) $i$ ; inclut les limites de paysage et les segments d'arrière-plan impliquant le type de patch $i$ . $A$ = superficie totale du paysage ( $m^2$ )
<b>Description</b>	ED est égal à la somme des longueurs (m) de tous les segments de lisière impliquant le type de patch correspondant, divisée par la surface totale du paysage ( $m^2$ ), multipliée par 10 000 (conversion en hectares). Si une lisière de paysage est absente, ED inclut une proportion spécifiée par l'utilisateur de segments de limite de paysage impliquant le patch correspondant. Que la bordure paysagère soit présente ou non, ED inclut une proportion spécifiée par l'utilisateur de segments de bord d'arrière-plan internes impliquant le type de patch correspondant. Remarque : la superficie totale du paysage ( $A$ ) inclut tout le fond interne présent.	
<b>Unités</b>	Mètres par hectare	
<b>Etendue</b>	$ED \geq 0$ , sans limites.	

- Indice de cohésion de patch (COHESION)

L'indice de cohésion des patchs mesure la connectivité physique du type de patch correspondant.

$\text{COHESION} = \left[ 1 - \frac{\sum_{j=1}^m p_{ij}}{\sum_{j=1}^m p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} \cdot (100)$		<p><math>p_{ij}</math> = périmètre de patch ij en nombre de surfaces de cellules.  <math>a_{ij}</math> = surface du patch ij en termes de nombre de cellules.                  A = nombre total de cellules dans le paysage.</p>
<b>Description</b>	COHESION est égal à 1 moins la somme du périmètre des patchs (en nombre de surfaces de cellules) divisée par la somme du périmètre des patchs multipliée par la racine carrée de la zone de patch (en nombre de cellules) pour les patchs du type de patch correspondant, divisée par 1 moins 1 sur la racine carrée du nombre total de cellules dans le paysage, multiplié par 100 pour convertir en pourcentage.	
<b>Unités</b>	Aucune	
<b>Etendue</b>	$0 \leq \text{COHESION} < 100$	

- Indice d'agrégation (AI)

Cet indice est corrélé avec le degré de fragmentation et l'abondance maximale. Il informe principalement sur le niveau d'agrégation des patchs (PENG *et al.*, 2010). Il est pertinent aux deux niveaux paysage et classe (DIAZ-VARELA *et al.*, 2009).

$\text{AI} = \left[ \frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$		<p><math>g_{ii}</math> = nombre de cellules adjacentes semblables (jointures) entre les pixels de type patch i basé sur la méthode de comptage simple.  <math>\max - g_{ii}</math> = nombre maximal de cellules adjacentes semblables (jointures) entre les pixels de type de patch i (voir ci-dessous) en fonction de la méthode de comptage simple.</p>
<b>Description</b>	AI est égal au nombre de cellules adjacentes similaires impliquant la classe correspondante, divisé par le nombre maximal possible de cellules adjacentes similaires impliquant la classe correspondante, ce qui est obtenu lorsque la classe est regroupée au maximum dans un seul patch compact; multiplié par 100 (pour convertir en pourcentage). Si $a_i$ est l'aire de la classe i (en termes de nombre de cellules) et n est le côté d'un plus grand carré entier inférieur à AI et que $m = AI - n^2$ , le plus grand nombre de lisières partagées de la classe i, $\max - g_{ii}$ prendra l'une des trois formes suivantes:  $\max - g_{ii} = 2n(n-1)$ , quand $m = 0$ , or $\max - g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 1$ , quand $m \leq n$ , or $\max - g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 2$ , quand $m > n$ .	
<b>Unités</b>	Pourcentage	
<b>Etendue</b>	$0 \leq \text{AI} \leq 100$	



• Statistiques de distribution des métriques calculées au niveau des patches

Les métriques calculées au niveau des patches, pondérées par la superficie des patches et leur proportion dans le paysage, sont résumées par plusieurs métriques qui résument ainsi l'ensemble d'une classe. Les deux caractéristiques statistiques utilisées sont la moyenne et l'écart-type.

$MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n X_{ij}}{N}$	MN (moyenne) est égale à la somme, des valeurs métriques de tous les patches du paysage divisée par le nombre total de patches. MN est donnée sur les mêmes unités que la métrique de patch correspondante.
$SD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ X_{ij} - \left( \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n X_{ij}}{N} \right) \right]^2}{N}}$	SD (écart type) correspond à la racine carrée de la somme des écarts carrés de chaque valeur de la métrique de patch par rapport à la valeur de la métrique moyenne calculée pour tous les patches du paysage, divisée par le nombre total de patches; c'est-à-dire l'erreur quadratique moyenne (écart par rapport à la moyenne) de la métrique du patch correspondante. Il s'agit de l'écart type de la population et non de l'échantillon.

- Moyenne, écart-type et coefficient de variation du Ratio aire-périmètre (PARA\_MN, \_SD)

Cet indice peut être utile pour représenter la forme des patches (Li *et al.*, 2005). Cela renseigne indirectement sur leur taille. Il ne dépend pas de la configuration de la carte aux niveaux paysage et classe.

$PARA = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$	$a_{ij}$ = aire (m <sup>2</sup> ) du patch ij. $p_{ij}$ = périmètre (m) du patch ij.
<b>Description</b>	PARA est égal au rapport entre le périmètre de patch (m) et la surface (m <sup>2</sup> ).
<b>Unités</b>	Aucune
<b>Etendue</b>	PARA > 0, sans limite.

- Moyenne et écart-type de la distance euclidienne au plus proche voisin (ENN\_MN, \_SD)

Cet indice permet de renseigner sur la connectivité potentielle. Au niveau paysage, il permet de renseigner sur la connectivité potentielle moyenne de l'ensemble des patches et ne donne pas d'information sur la connectivité potentielle des types de milieux.

$ENN = h_{ij}$	$h_{ij}$ = distance (m) entre le patch ij et le patch du plus proche voisin de même type
<b>Description</b>	ENN égale la distance (en mètres) au patch de même type le plus proche. La distance est basée sur la distance la plus courte entre les lisières des patches ; elle est calculée à partir des centres de cellule.
<b>Unités</b>	Mètres
<b>Etendue</b>	ENN > 0, sans limite.

- Moyenne et écart-type de l'indice de proximité dans un rayon de 45 mètres (PROX\_MN, PROX\_SD)

Cette métrique fait partie du faisceau d'indices devant renseigner la connectivité d'une classe. En effet, elle prend en compte à la fois la distance d'un patch à son plus proche voisin de même classe et sa superficie : ces deux caractéristiques apparaissent primordiales en écologie.

$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$		$a_{ijs}$ = aire (m <sup>2</sup> ) du patch $ij$ s dans un voisinage défini (m) d'un patch $ij$ $h_{ijs}$ = distance (m) entre deux patches $ij$ s, basé sur la distance lisière à lisière et calculé depuis les centres de cellules.
<b>Description</b>	PROX égale la somme de l'aire du patch (m <sup>2</sup> ) divisée par le carré de la distance la plus courte entre le patch et le patch en cours d'étude parmi tous les patches de même type dont les lisières sont situées à une distance définie (m) du patch en cours d'étude.	
<b>Unités</b>	Aucune	
<b>Etendue</b>	PROX ≥ 0	

- Moyenne et écart-type de l'aire des patches de la classe (AREA\_MN, \_SD)

Pour renseigner sur la composition et la configuration de chaque classe, l'aire des patches lui appartenant est calculée et les résumés statistiques permettent de caractériser la distribution de cette métrique. L'aire moyenne d'un patch apparaît comme une métrique pertinente lorsqu'elle est interprétée en lien avec l'aire totale de la classe, la densité ou le nombre de patches et la variabilité des tailles des patches (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Les métriques utilisées dans cette étude ont fait l'objet d'une présentation et le choix des indices calculés explicité. Deux points techniques vont maintenant être présentés : les matrices servant au calcul des métriques liées aux lisières et les traitements statistiques effectués sur les métriques obtenues.

## 5.2 Matrices edge depth et edge contrast

Pour calculer les métriques intégrant l'effet lisière, le logiciel demande deux matrices qui décrivent les différences à intégrer entre plusieurs classes d'occupation du sol (*edge depth* et *edge contrast*) (Annexe 6 et 7). Celle-ci a été construite à partir du travail de thèse de (MALLARD, 2014). Elle se lit comme suit : « L'épaisseur de lisière entre l'espace artificialisé (en colonne) et la prairie (en ligne) s'étend sur 180 mètres ». Les valeurs attribuées visent à approcher l'impact d'une présence anthropique qui peut potentiellement perturber les milieux naturels, mais aussi les effets de transition entre deux types de milieux naturels, du plus ouvert au plus fermé par exemple.

Une fois les calculs effectués, une base de données peut être créée pour le traitement statistique de ce corpus. Les traitements menés vont être présentés dans le paragraphe suivant.

## 5.3 Traitements statistiques

Au niveau du paysage, les traitements statistiques doivent permettre de comparer les sites entre eux, mais aussi les cartes issues du protocole présenté dans ce rapport avec les cartes du référentiel aquitaine d'occupation du sol (OCSGE) pour les quatre sites d'étude Aéroport de Bordeaux-Mérignac, Saucats, Bordeaux-Mérignac, et Bordeaux-Mérignac.

Lagune de Callen, Dune de Lège-Cap Ferret, Plateau d'Argentine. Pour le site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats, il s'agit aussi de repérer les similitudes et différences des cartes de résolutions différentes (30 mètres et 10 mètres).

Pour comparer ces différentes cartes, il est nécessaire d'utiliser la même légende. Ainsi, les cartes du référentiel aquitain ont été retravaillées et la légende mise en œuvre lors du protocole de cartographie par télédétection leur a été appliquée (Annexe 1). Le tableau suivant présente la correspondance appliquée entre les deux légendes (Tab. VIII). De plus, la carte, d'origine disponible au format vectoriel, a été rastérisée afin d'être traitée par le logiciel FRAGSTATS de la même manière que les cartographies réalisées dans le cadre du programme.

Tab. VIII. Correspondances des légendes du référentiel aquitain d'occupation des sols à grande échelle et des cartographies réalisées pour le programme Les sentinelles du climat.

Code correspondance OCSGE/LSDC <sup>5</sup>	Libellé correspondance OCSGE/LSDC	Code LSDC	Libellé LSDC
A1	Surfaces artificialisées	1100	Surfaces artificialisées
A2	Routes et chemins de fer	1222	Routes à une chaussée
A3	Ports	1230	Port
A4	Aéroports et aérodromes	1401	Espace végétalisé en zone artificialisée
A5	Carrières et chantiers	1300	Carrières et chantiers
A6	Espaces verts urbains	1401 1402	Espace végétalisé/boisé en zone artificialisée
A10	Terres arables irriguées	2112	Cultures diverses
A11	Vergers et vignes	2210	Vignes
A12	Prairies	2310	Prairies/cultures
A13	Friches agricoles	2310	Prairies/cultures
B1	Forêt de feuillus	3111	Forêt de feuillus dense
B2	Forêt de conifères	3121	Forêt de conifères plantée
B3	Forêts mélangées	3130	Forêt mixte clairsemée
B5	Pelouses et pâturages naturels	3220	Landes et broussailles
B6	Plages, sable	3311	Dune blanche
B7	Dunes	3312	Dune grise
C5	Vasières et bancs de sable sans végétation	4230	Estran
C9	Plans d'eau artificiels	5120	Plans d'eau
C11	Mers et océans	5230	Mers et océans

Le corpus complet des cartes a été intégré au logiciel FRAGSTATS pour calculer les différentes métriques présentées précédemment.

Des analyses statistiques ont été menées d'une part sur les indices calculés au niveau paysage et d'autre part sur ceux calculés pour chaque classe. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel Microsoft Excel et son extension XLStat, version 19.02.

<sup>5</sup> Ce code correspond au « Code LSDC » présenté en 0, qui permet d'intégrer les couches OCSGE comme image-masque lors de l'étape de télédétection (classification par K-moyennes).

### 5.3.1 Métriques calculées au niveau paysage

Une matrice de proximité, basée sur le coefficient de corrélation de Spearman permet d'établir (ou non) des corrélations entre les différentes cartes, en comparant les valeurs de l'ensemble des indices calculés pour l'ensemble des images. Pour  $p = 0.001$ , le seuil de corrélation retenu est de  $\rho = 0.85$ .

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) et une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont été effectuées sur les indices paysagers calculés pour toutes les cartes du site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats (référentiel aquitain rastérisé à 10 et 30 mètres, 1 carte à 30 mètres de résolution et 2 cartes à 10 mètres de résolution réalisées dans le cadre du programme). L'ACP et la CAH sont basées sur la similarité selon le coefficient de corrélation de Spearman ( $\alpha = 0.05$ ). La CAH a été tronquée par la méthode d'entropie.

### 5.3.2 Métriques calculées au niveau classe

L'étude s'est ici focalisée sur les classes d'occupation du sol correspondant aux habitats potentiels des espèces sentinelles (1.1). Les classes conservées sont : dunes grises, forêts de feuillus denses et clairsemées, forêts mélangées, forêts en transition, landes, pelouses, prairies, plans d'eau et ceinture végétale des bords des eaux.

Sur le même principe qu'au niveau paysage, des matrices de similarité/dissimilarité ont été effectuées pour chaque métrique calculée au niveau classe, basées sur le coefficient de corrélation de Spearman, afin d'observer les similitudes (ou non) entre les différentes cartes.

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été effectuée sur les indices paysagers calculés au niveau des classes d'occupation du sol pour les cartes du site de l'Aérodrome de Bordeaux-Saucats de 30 mètres de résolution et 10 mètres de résolution réalisées dans le cadre du programme). L'ACP est basée sur la similarité selon le coefficient de corrélation de Spearman ( $\alpha = 0.05$ ).

## 6. Résultats exploratoires

### 6.1 Cartographies de 30 mètres de résolution

Pour rappel, les cartographies de 30 mètres de résolution ont été effectuées pour quatre sites : Aéroport de Bordeaux–Mérignac (Fig. 10), Lagune de Callen (Fig. 26–A), Dune de Lège–Cap Ferret (Fig. 26–B) et Plateau d’Argentine (Fig. 26–C).

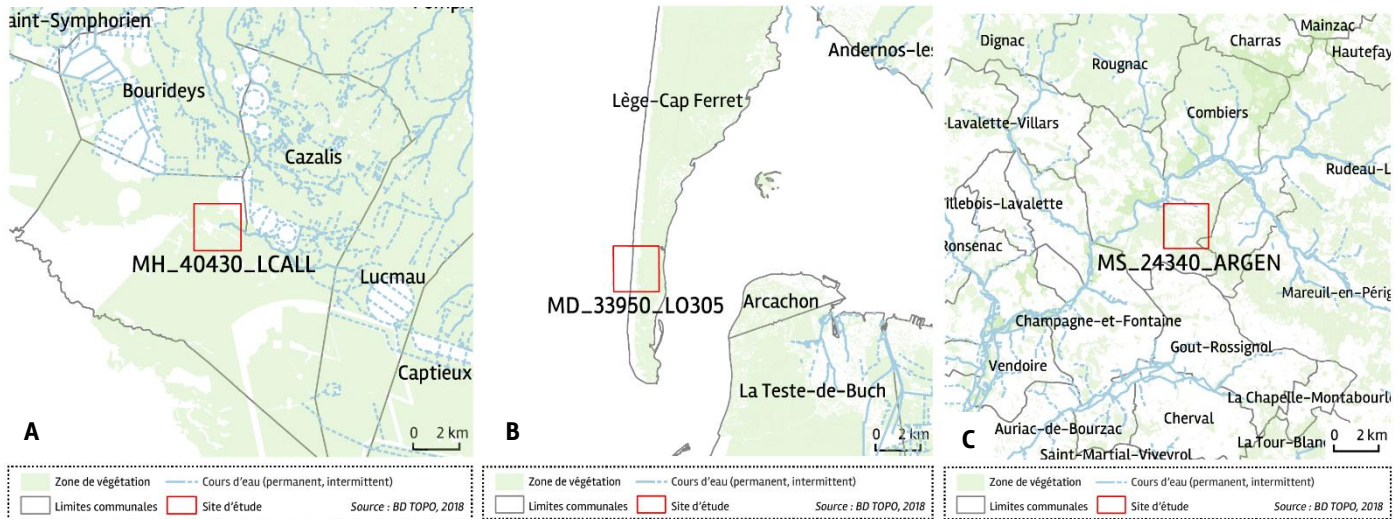


Fig. 26. Localisation des sites d'étude Lagune de Callen, Dune de Lège–Cap Ferret, Plateau d'Argentine.

Le site de Lège–Cap Ferret est celui dont la cartographie diffère le moins avec la base de données aquitaine : l'espace très contraint entre Bassin d’Arcachon et Océan Atlantique a été fortement urbanisé durant les dernières décennies. La cartographie obtenue semble même accentuer cet effet en attribuant régulièrement les quelques espaces boisés aux zones artificialisées. L'intérêt d'utiliser la télédétection pour affiner l'occupation du sol se trouve principalement pour le milieu dunaire : la dune grise, herbacée, a pu être différenciée de la dune blanche. Des espaces de transition entre la dune grise et la dune boisée ont également pu être mis en exergue et classés en landes et broussailles. Dans ce milieu très ouvert, où la végétation s'installe progressivement selon un gradient depuis la plage jusqu'à la forêt de pins, il n'est pas simple de placer une limite nette entre dune blanche et dune grise lorsque le travail de cartographie est mené par photo–interprétation seule.

Le site du Plateau d'Argentine a une légende complexe (16 classes) avec plusieurs classes « redondantes » : prairies/cultures, prairies permanentes, prairies humides. Ces informations supplémentaires apportent peu cartographiquement. En revanche, les précisions doivent servir pour l'établissement des indices paysagers, car elles permettent d'identifier le degré d'anthropisation. L'analyse dynamique en sera dépendante : une prairie temporaire renvoie à une possible utilisation pour l'agriculture, ou bien à des pratiques de fauchage ou de pâturage, qui ont des effets différents sur la faune. La classe prairie/cultures englobe ces différents usages possibles, non visibles en télédétection, voire en photo–interprétation.

Les prairies et pelouses sont des types d'occupation du sol difficilement reconnus. La pelouse calcicole connue du Plateau d'Argentine apparaît très hétérogène : plusieurs classes définissent un espace connu comme relativement homogène par les naturalistes effectuant les suivis sur ce site.

La Lagune de Callen prend place dans un environnement plus homogène, principalement occupé par des forêts plantées de conifères. Certains espaces de culture sont assez bien reconnus et différenciés des espaces de prairies/cultures notamment grâce à leur forme particulière (cercle lié à l'irrigation). Quelques espaces de landes ou de zones humides apparaissent en groupes de pixels assez restreints, voire en pixels isolés, ce qui sera probablement reflété par les indices paysagers.

Le site de l'aérodrome Bordeaux-Saucats est assez représentatif des apports du protocole mis en place : l'hétérogénéité des milieux présents dans le périmètre de l'aérodrome ressort bien : les pistes artificialisées, les pelouses fauchées, entretenues à proximité des pistes, et la prairie plus humide où sont suivis les papillons et le cortège végétal.

Certains espaces de prairies/cultures apparaissent au sein de la forêt plantée de conifères. Des suivis réguliers permettront d'identifier si ces espaces, qui semblent correspondre à une exploitation de la forêt, seront replantés ou bien laissés en jachère. Les prairies/cultures sont difficilement reconnues sur ce site. La base de données agricoles n'y recense pas de cultures, ce qui peut être un élément en faveur de la classe prairies, mais aussi une conséquence du mode de collecte de ces données (déclarations des agriculteurs). Cette classe mixte permet donc d'envisager les différentes possibilités.

Une nomenclature harmonisée pour tous les sites a été nécessaire pour le calcul des indices paysagers et le travail par lot (Annexe 5). Cependant, il faut noter que la légende mise en œuvre reste assez générale et qu'un même libellé peut recouvrir plusieurs réalités : les espaces végétalisés en zone artificialisée qualifient les pelouses entretenues de l'aéroport mais aussi les jardins, chemins de propriété à l'écart de l'urbanisation... La nomenclature vise à regrouper des espaces dont les usages sont relativement similaires et correspondent à un type d'effet sur les milieux « naturels » et la faune présente.

Les classes « forêt mixte » et « forêt en transition » sont également particulières car elles peuvent qualifier des espaces bien identifiés comme tels, mais aussi des espaces de forêt pour lesquels il y a un doute sur le type de végétation dominante (feuillus/conifères).

Les cartes réalisées sont présentées ci-après et sont comparables visuellement avec la carte du référentiel aquitain d'occupation du sol placée en vis-à-vis (Fig. 27 à Fig. 31).



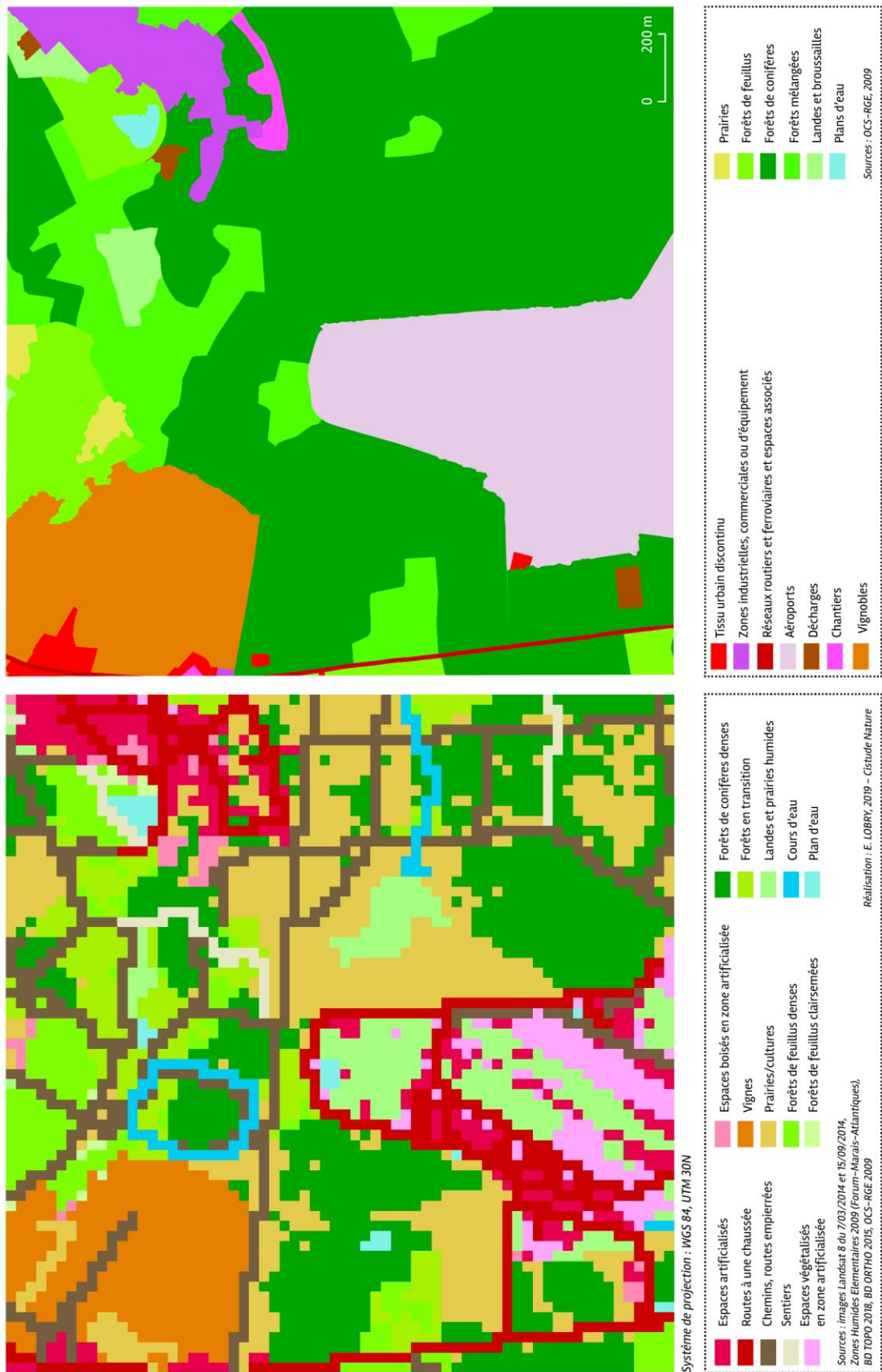


Fig. 27. Comparaison de l'occupation du sol du site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats (33) à 30 mètres de résolution et issue du référentiel aquitain.

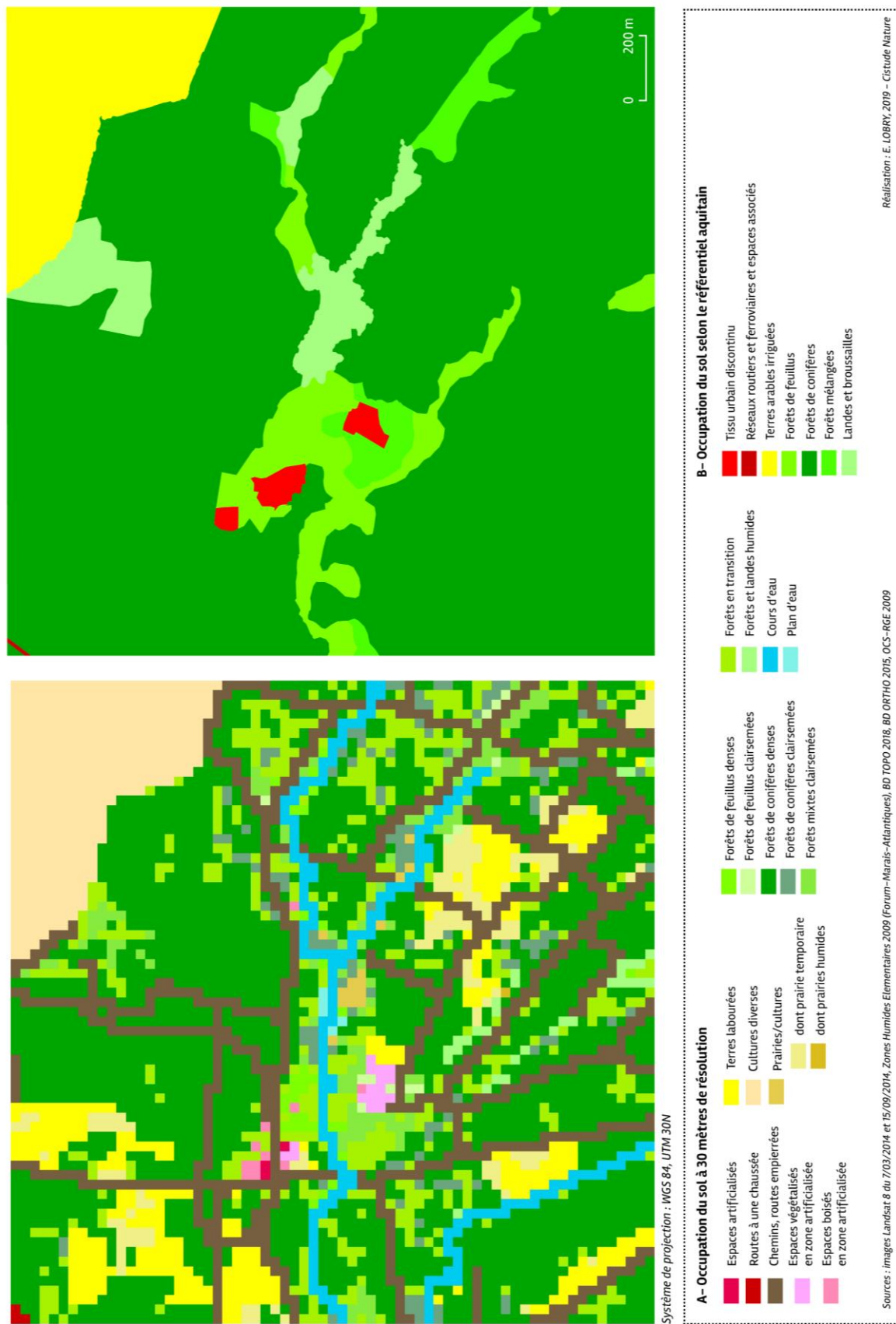


Fig. 28. Comparaison de l'occupation du sol du site de la Lagune de Callen (40) à 30 mètres de résolution et issue du référentiel.

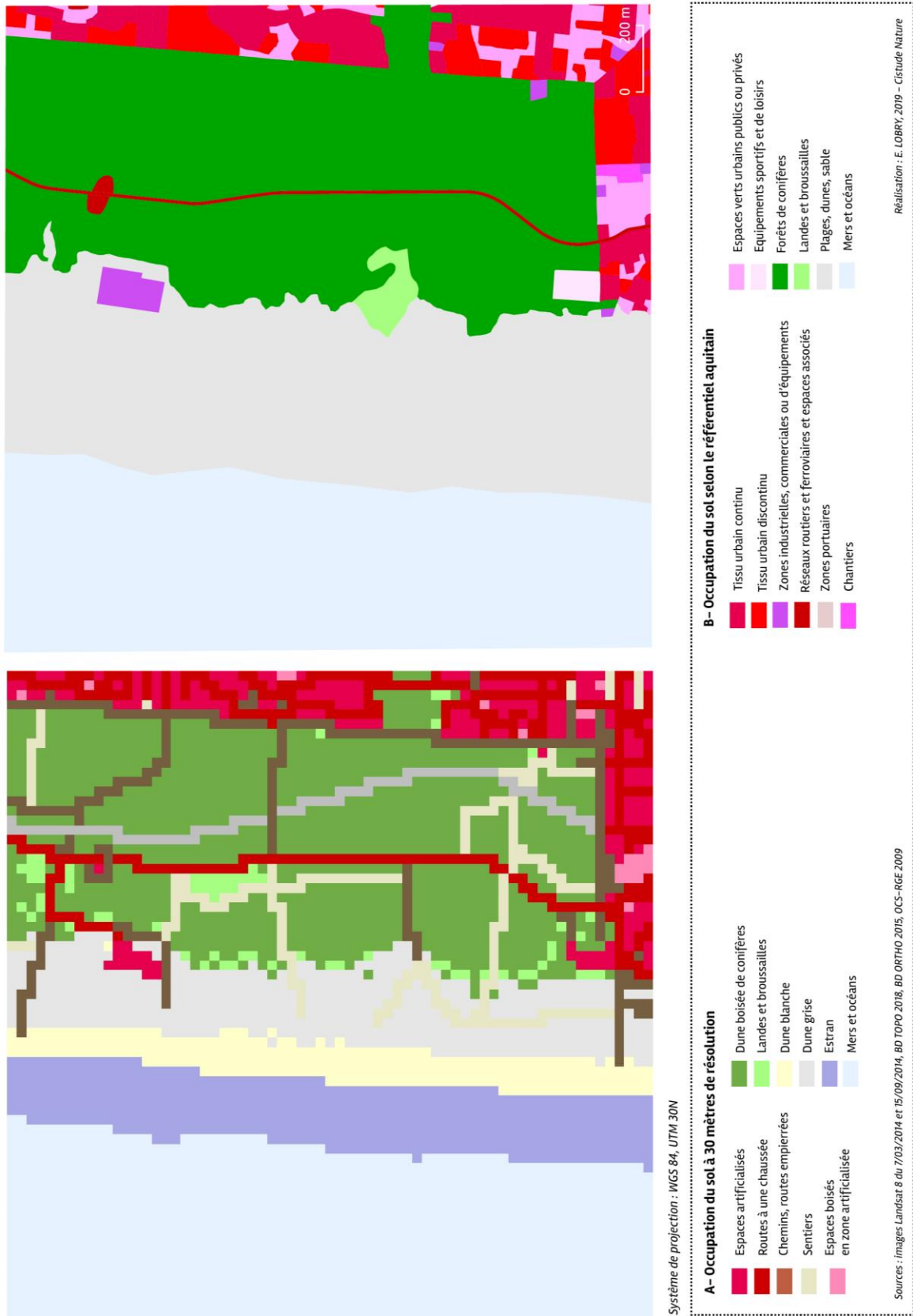


Fig. 29. Comparaison de l'occupation du sol du site de la dune de Lège-Cap Ferret (33) à 30 mètres de résolution et issue du référentiel.



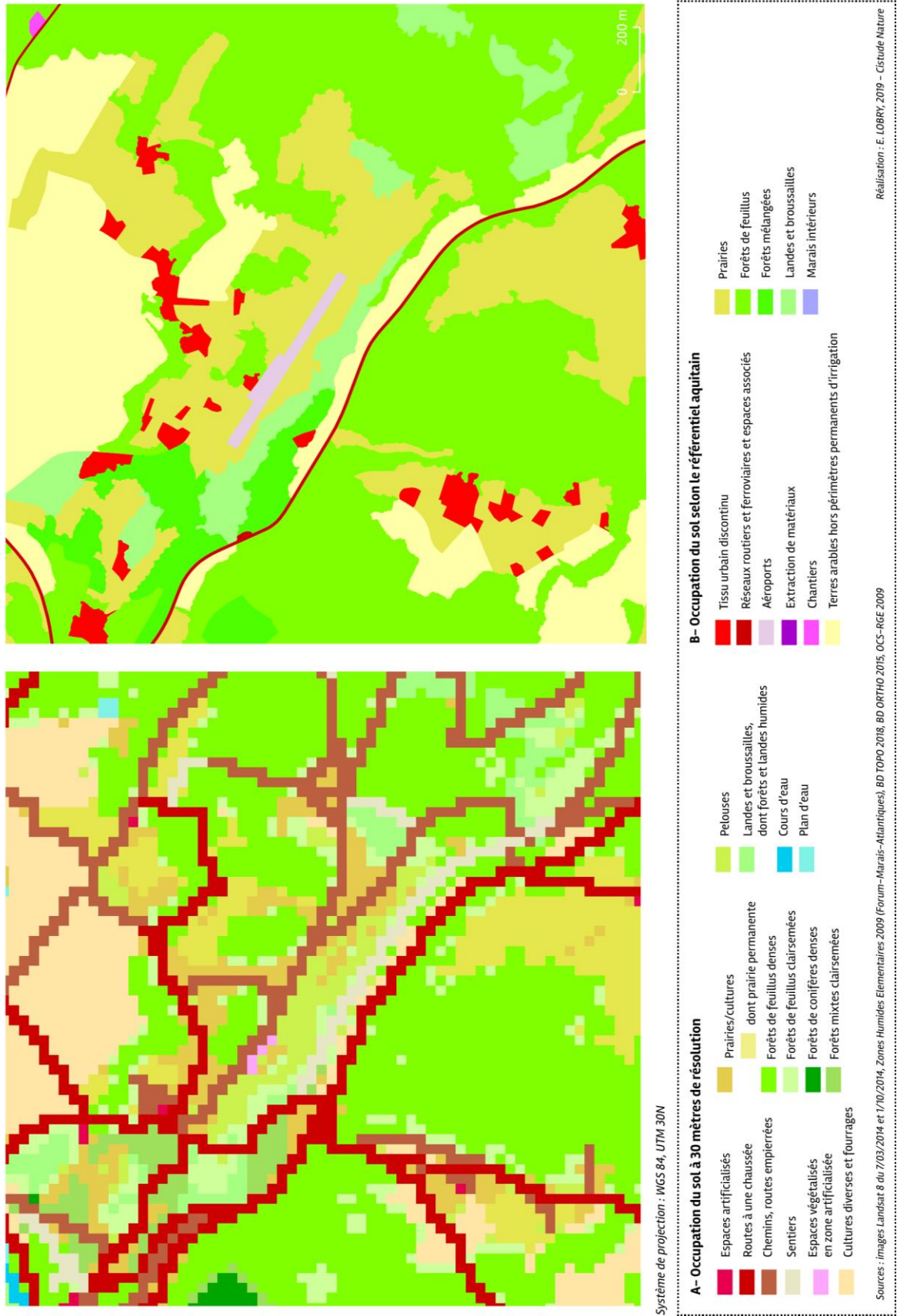


Fig. 30. Comparaison de l'occupation du sol du site du plateau d'Argentine (24) à 30 mètres de résolution et issue du référentiel.

## 6.2 Cartographie de 10 mètres de résolution

La figure suivante Fig. 31 présente la comparaison de l'occupation du sol du site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats (33) entre les cartes à 10 mètres de résolution, issues du rééchantillonnage (A) et de l'amélioration de la netteté panchromatique (B), et la carte du référentiel aquitain.

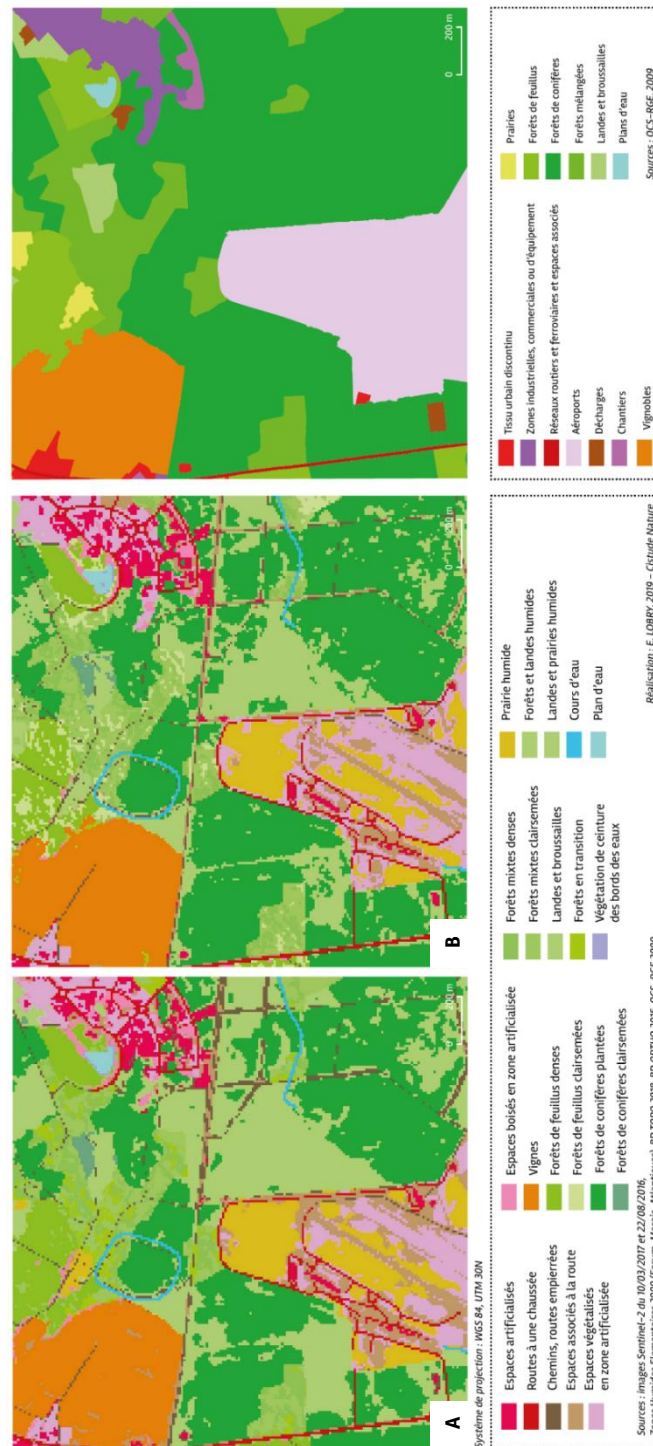


Fig. 31. Comparaison de l'occupation du sol du site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats (33) entre les cartes à 10 mètres de résolution, issues du rééchantillonnage (A) et de l'amélioration de la netteté panchromatique (B), et la carte du référentiel aquitain.

## 6.3 Evolution des indices paysagers

Comme précédemment, les résultats des analyses paysagères avec le logiciel FRAGSTATS seront présentés selon leur niveau de calcul : paysage ou classe.

### 6.3.1 Métriques calculées au niveau paysage

- Comparaison de l'ensemble des métriques paysagères

La matrice de similarité/dissimilarité exprime le niveau de corrélation de l'ensemble des valeurs des indices paysagers calculés pour les différentes cartes au niveau paysage. Elle se base sur la corrélation de Spearman.

Le tableau Tab. IX présente cette matrice appliquée aux sites Lagune de Callen (LCALL), Dune de Lège-Cap Ferret (LO305) et Plateau d'Argentine (ARGEN). L'objectif est d'y rechercher une corrélation (ou non) entre les cartes réalisées dans le cadre du programme et les cartes du référentiel aquitain d'occupation du sol.

Il apparaît que les indices paysagers calculés pour ces deux types de cartes ne sont pas corrélés pour les sites LCALL et LO305. En revanche, la carte réalisée pour le site ARGEN apparaît corrélée à la carte du référentiel aquitain (Test de Spearman,  $p < 0.001$ ,  $\rho = 0.911$ ).

Tab. IX. Matrice de similarité/dissimilarité des cartes réalisées à 30 mètres de résolution et du référentiel aquitain pour les sites Lagune de Callen, Dune de Lège-Cap Ferret et Plateau d'Argentine.

	LCALL _30M	LCALL _30M_OCS	LO305 _30M	LO305 _30M_OCS	ARGEN _30M	ARGEN _30M_OCS
LCALL _30M	1	0.635				
LCALL _30M_OCS	0.635	1				
LO305 _30M			1	0.835		
LO305 _30M_OCS			0.835	1		
ARGEN _30M					1	<b>0.911</b>
ARGEN _30M_OCS					<b>0.911</b>	1

La non-corrélation du site LCALL et la corrélation du site ARGEN apparaissent visuellement sur la comparaison des cartes (respectivement Fig. 32 et Fig. 33) : le site LCALL apparaît moins homogène sur la carte réalisée que sur le référentiel, tandis que la structuration de l'espace du site ARGEN apparaît plus similaire sur les deux cartes.

En revanche, les résultats de cette matrice sont plus surprenants pour le site LO305 : les deux cartes apparaissent proches visuellement, à l'exception de la présence ajoutée du réseau de sentiers et pistes cyclables dans l'espace de dune boisée de la forêt domaniale de Lège-Cap Ferret (Fig. 34).

Ces résultats confirment l'apport de la cartographie à la résolution de 30 mètres : des informations paysagères contenues dans ces cartes peuvent compléter celles du référentiel.



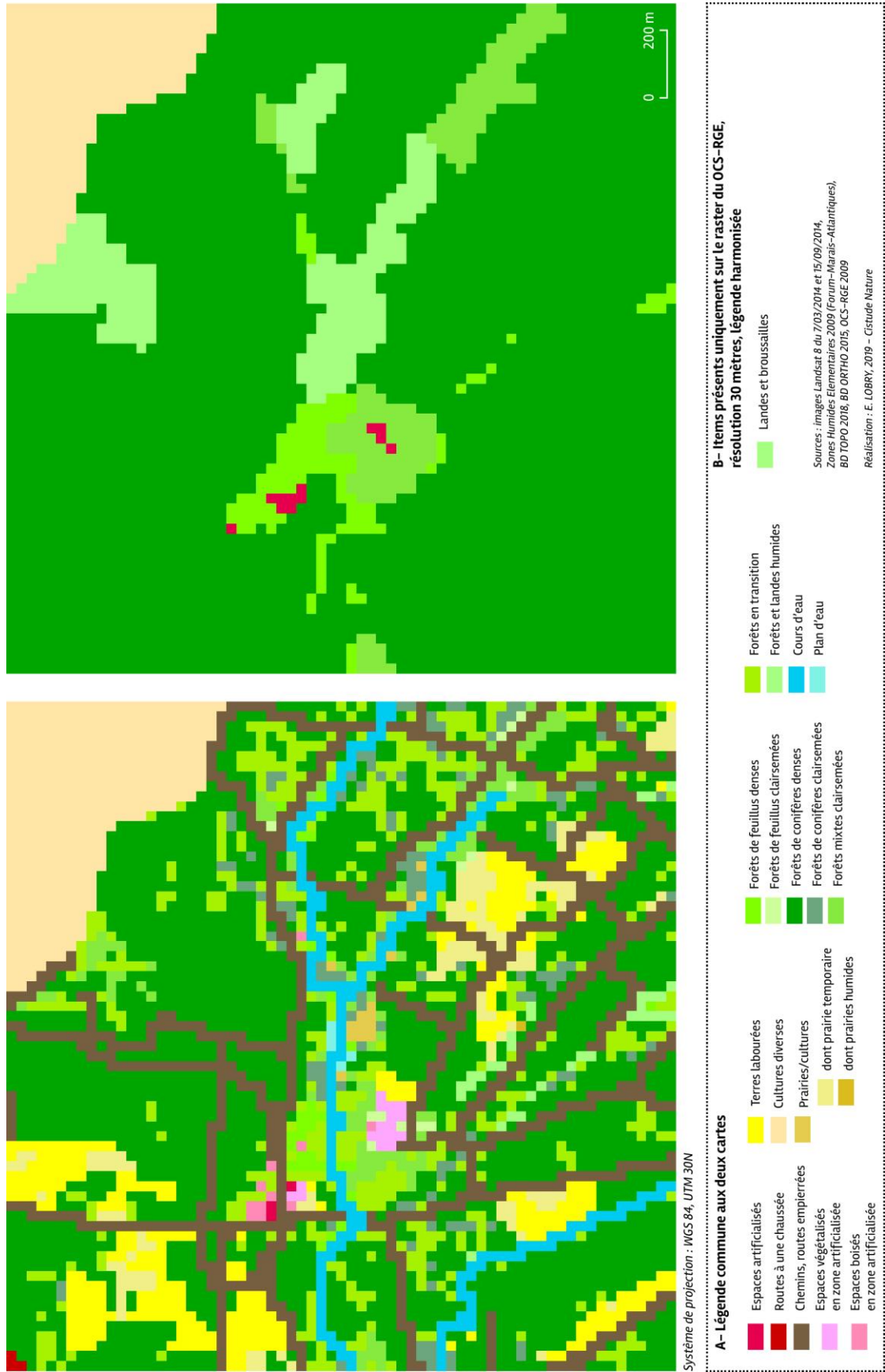


Fig. 32. Comparaison de la carte réalisée avec la carte du référentiel aquitain rastérisé (résolution 30 mètres) pour le site Lagune de Callen.

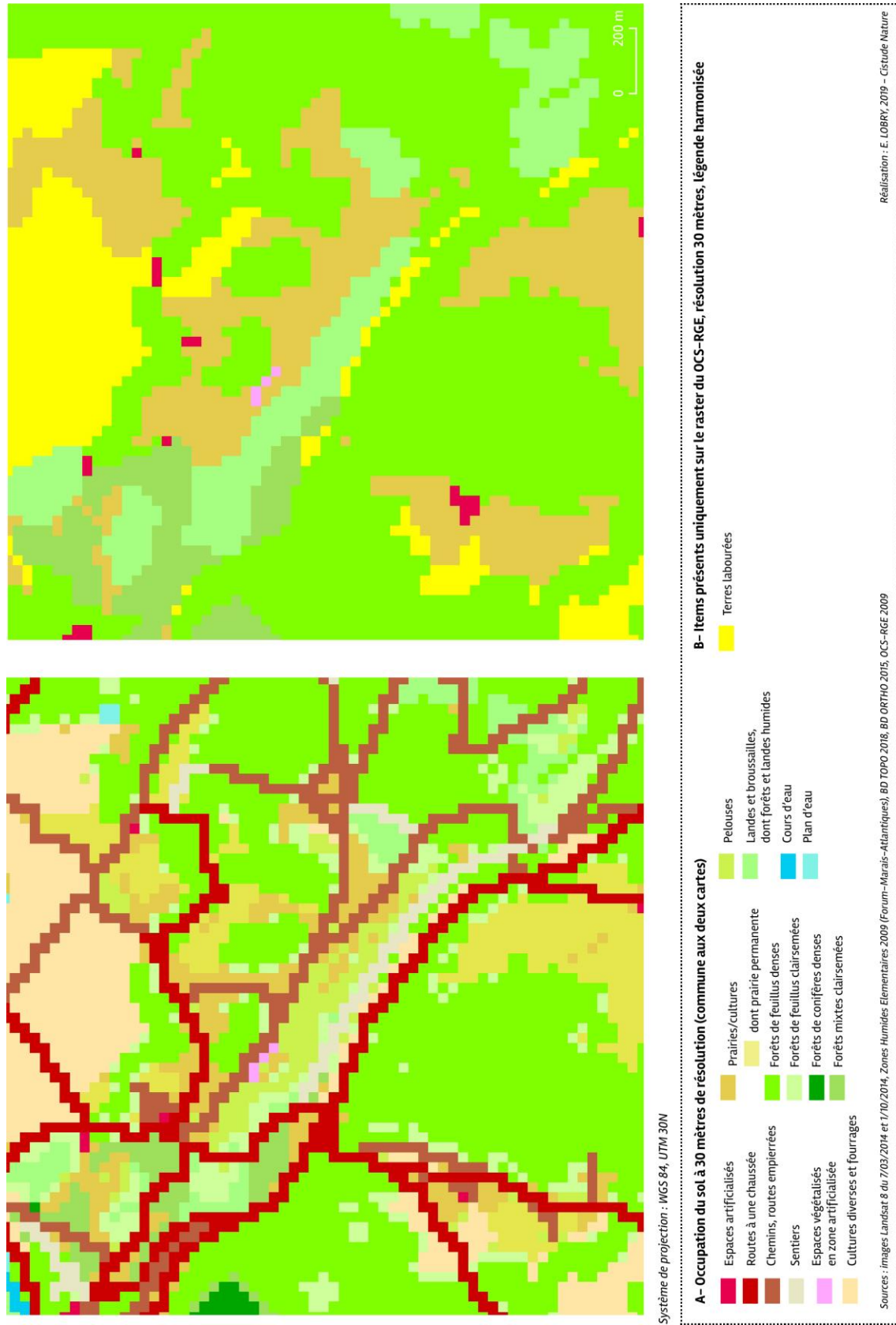


Fig. 33. Comparaison de la carte réalisée avec la carte du référentiel aquitain rastérisé (résolution 30 mètres) pour le site Plateau d'Argentine.

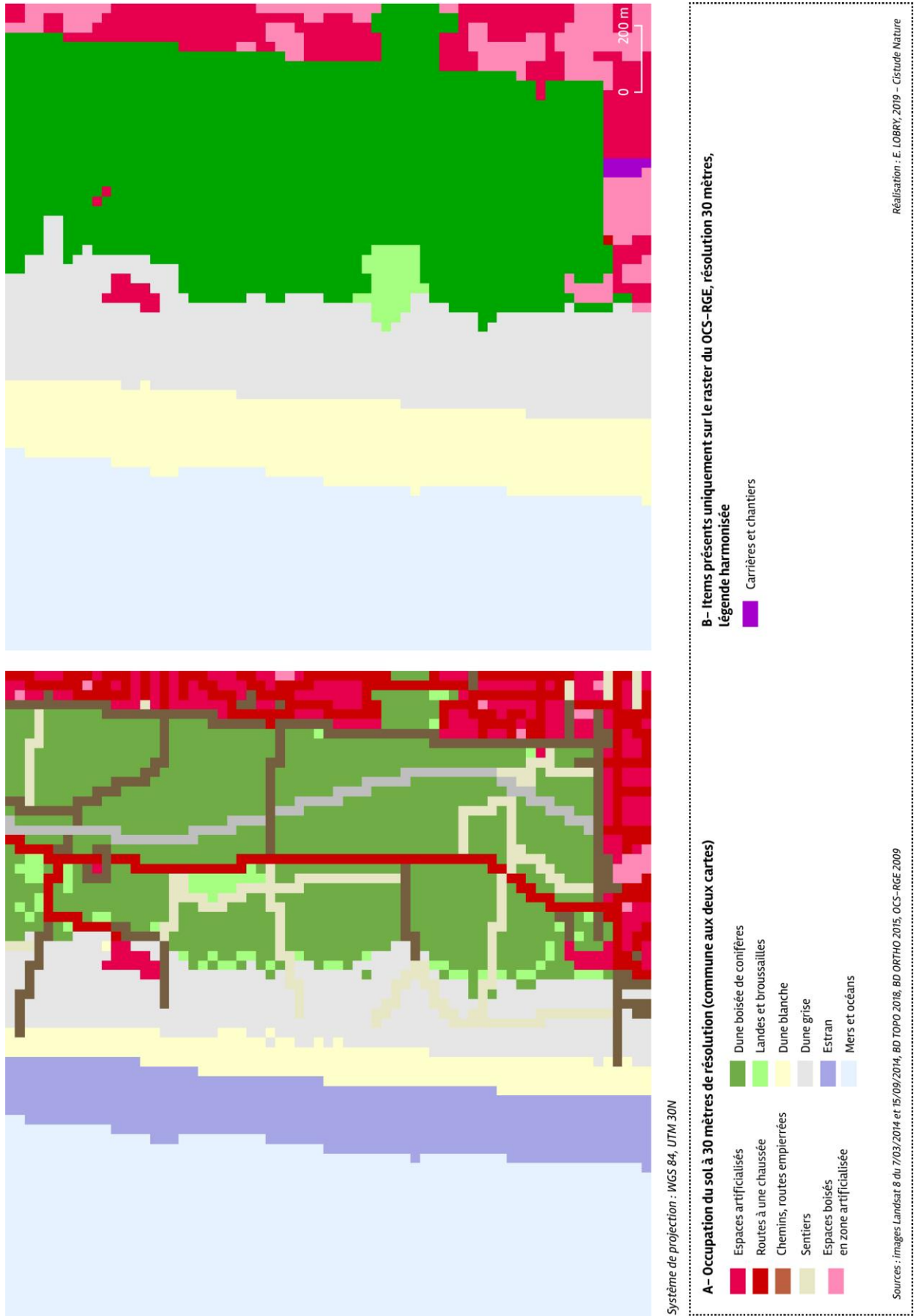


Fig. 34. Comparaison de la carte réalisée avec la carte du référentiel aquitain rastérisé (résolution 30 mètres) pour le site Dune de Lège-Cap Ferret.

Concernant le site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats, les indices paysagers de la carte réalisée dans le cadre du programme et du référentiel aquitain, pour la résolution 30 mètres, n'apparaissent pas corrélés.

En revanche, les indices paysagers des deux cartes réalisées à 10 mètres de résolution sont corrélés avec ceux de la carte à 30 mètres (respectivement,  $\rho = 0.922$  et  $\rho = 0.917$ ). Les deux cartes réalisées à 10 mètres de résolution sont corrélées entre elles ( $\rho = 0.996$ ). Le tableau Tab. X présente ces résultats. Pour rappel, ces deux cartes ont été construites selon le même protocole, à l'exception du prétraitement nécessaire pour les images exprimant la réflectance dans l'infrarouge moyen : le groupe « PANSH » correspond au traitement par amélioration de la netteté panchromatique, le groupe « RESAMPLE » correspond au seul rééchantillonnage. D'après cette analyse statistique, l'information paysagère, calculée au niveau paysage, est globalement similaire pour les deux cartes.

Tab. X. Matrice de similarité/dissimilarité des cartes réalisées et du référentiel aquitain pour le site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats.

	AEROD_30M	AEROD_30M _OCS	AEROD_10M _PANSH	AEROD_10M _RESAMPLE	AEROD_10M _OCS
AEROD_30M	1	0.781	<b>0.917</b>	<b>0.922</b>	0.777
AEROD_30M _OCS	0.781	1	0.550	0.554	<b>0.977</b>
AEROD_10M _PANSH	<b>0.917</b>	0.550	1	<b>0.996</b>	0.569
AEROD_10M _RESAMPLE	<b>0.922</b>	0.554	<b>0.996</b>	1	0.567
AEROD_10M _OCS	0.777	<b>0.977</b>	0.569	0.567	1

Ces résultats statistiques semblent correspondre aux résultats intuitifs liés à l'observation des cartes réalisées en comparaison avec les cartes du référentiel. La carte à 30 mètres de résolution montre l'apport du protocole, notamment pour l'hétérogénéité présente au sein du périmètre défini comme l'aérodrome dans la carte du référentiel, mais aussi pour l'hétérogénéité des espaces classés en forêts de conifères (Fig. 35). Ce constat est le même pour les cartes de résolution 10 mètres (Fig. 36). La comparaison de ces deux cartes montre une similitude que confirme le coefficient élevé de corrélation, puisque la structure est globalement la même, avec des espaces au périmètre plus homogène pour l'image RESAMPLE. Cela s'explique par le mode de construction de cette image, qui reflète la résolution 20 mètres.



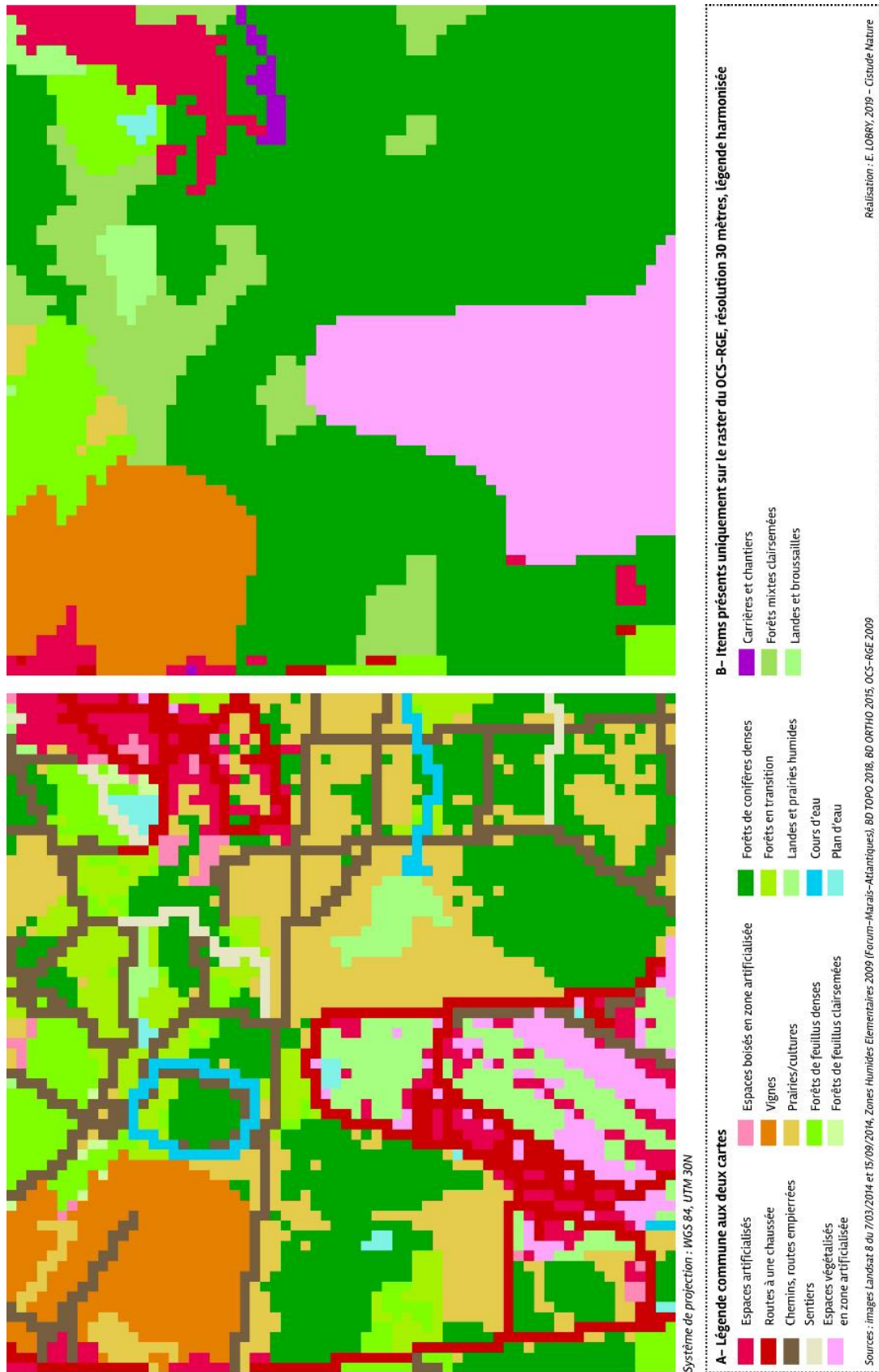


Fig. 35. Comparaison de la carte réalisée avec la carte du référentiel (résolution 30 mètres) pour le site Aéroport de Bordeaux-Saucats.



Fig. 36. Comparaison de la carte réalisée avec la carte du référentiel (résolution 10 mètres) pour le site Aéroport de Bordeaux-Saucats (A-RESAMPLE et B-PANSH).



L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités entre les valeurs des paramètres des indices paysagers pour les différents types de traitement d'image (Fig. 37). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. La matrice de corrélation (Indice de Spearman,  $p < 0,05$ ) et le test de sphéricité de Bartlett ( $\chi^2$  (ddl = 14) = 122.224,  $p < 0,0001$ ) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative.

L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 5 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre = 3.975, variabilité = 79.495 % ; F2 : valeur propre = 0.921, variabilité = 18.425%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 37), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Toutes les variables sont représentées sur l'axe F1.

L'indice paysager PARA est l'indice qui explique le plus les groupes de corrélation qui sont les suivants d'après la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (Fig. 38), selon un critère de similarité de Spearman (entropie) :

- 1er groupe ( $\rho = 0.608$ ) : AEROD\_30M\_OCS et AEROD\_10M\_OCS
- 2ème groupe ( $\rho = 0.895$ ) :
  - Sous-groupe 2.1 ( $\rho = 0.991$ ) AEROD\_30M
  - Sous-groupe 2.2 ( $\rho = 0.991$ ) AEROD\_10M\_RESAMPLE et AEROD\_10M\_PANSH

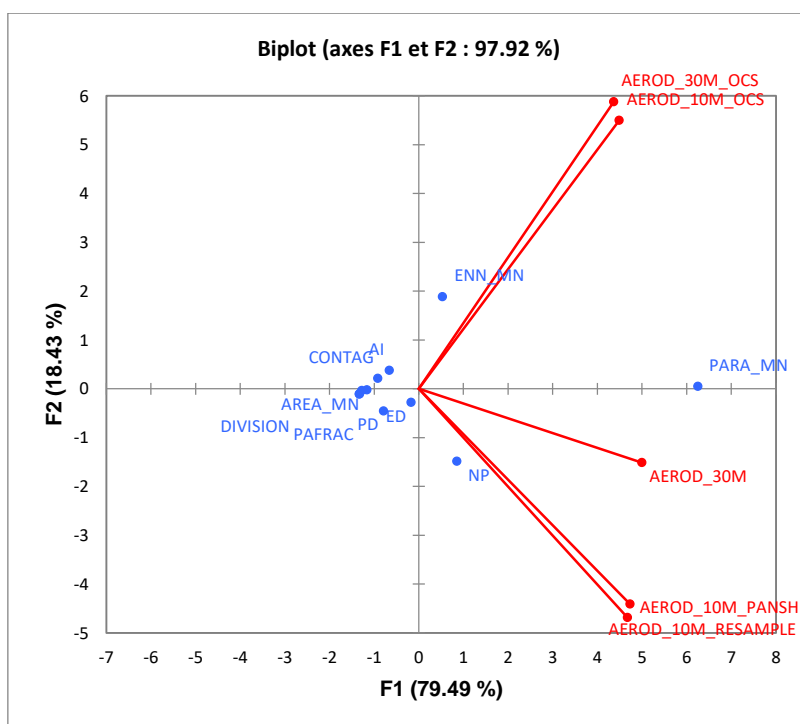


Fig. 37. Analyse ACP sur les similarités entre les valeurs des paramètres des indices paysagers pour les différents types de traitement d'image.

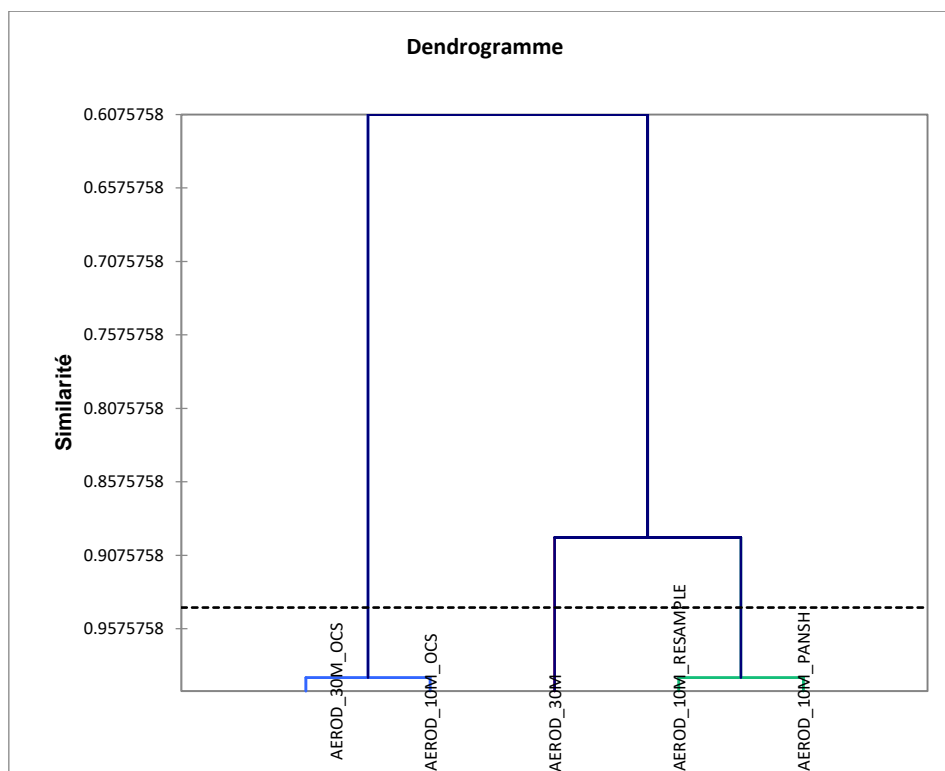


Fig. 38. Analyse CAH sur les similarités entre les valeurs des paramètres des indices paysagers pour les différents types de traitement d'image.

Pour le site de l'Aérodrome Bordeaux-Saucats, le référentiel aquitain, qu'il ait été rastérisé à une résolution de 10 m ou de 30 m, est significativement différent des cartes du programme de même résolution. La carte de résolution 30 m est différente des cartes de résolutions 10 m.

Les indices qui expliquent les corrélations entre les groupes sont dans l'ordre d'importance : ratio périmètre-aire (PARA), nombre de patches (NP), densité de lisière (ED), densité de patches (PD) et distance euclidienne au plus proche voisin (ENN).

La carte de l'aérodrome de résolution 30 mètres est caractérisée principalement par des indices d'aire et de distance euclidienne au plus proche voisin. La résolution à 10 mètres permet d'affiner la définition des patches : leur nombre et donc leur densité, la densité de lisière et le ratio aire-périmètre. Les indices liés au découpage des patches apparaissent donc plus corrélés (Test de Spearman) aux cartes de 10 mètres de résolution.

- Comparaison par métrique paysagère

- Métriques de composition du paysage : NP, PD, PARA, AREA

Pour rappel, l'indice NP calcule le nombre de patches présents dans le paysage, l'indice PD construit le ratio entre le nombre de patches présents et la superficie totale du paysage, les indices AREA\_MN et \_SD expriment la moyenne et la distribution de la taille des patches, et les indices PARA\_MN et \_SD expriment la moyenne et la distribution du ratio périmètre-aire des patches.

La valeur de l'indice du nombre de patches seule donne une information limitée, elle doit être complétée par les informations sur la superficie, la distribution ou la densité des patches.



Pour le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats, l'indice NP de la carte de 30 mètres de résolution est largement inférieur à celui de la carte de 10 m de résolution (respectivement 309 patchs et 1474 patchs pour PANSH). Pour les indices NP et PD, les cartes des sites de résolution 30 mètres sont plus précises que les cartes associées du référentiel de 30 m, de 5 à 20 fois plus précis.

L'aire moyenne des patchs apparaît plus réduite (de 0.9 à 2.6 ha  $\pm$  de 3.2 à 9.9 (écart-type) pour les cartes du programme, de 6.7 à 19.2  $\pm$  de 24.5 à 67.5 (écart-type) pour les cartes du référentiel).

L'aire moyenne des patchs (PARA\_MN) est plus petite pour la carte de 30 m de résolution et le périmètre y est plus grand que pour la carte du référentiel (de 864.8 à 1040.1 ( $\pm$  322.7 à 366.7) pour les cartes 30 m ; de 549.1 à 692.1 ( $\pm$  350.9 à 403.5) pour le référentiel). Il faut toutefois noter que le rapport périmètre–surface, qui permet de mesurer la complexité de la forme des patchs notamment, est très sensible à la taille du patch (à forme constante, une augmentation de la taille aura un impact sur le rapport périmètre–aire).

Pour les cartes de 10 mètres de résolution, le nombre de patchs est plus élevé (5x + que carte de 30 mètres de résolution), ce qui influe sur tous les indices. En conséquence, la densité des patchs est plus importante. L'aire moyenne est plus petite, ce qui influence le ratio périmètre–aire qui devient énormément plus important (effet de taille). L'écart-type est significatif pour le PARA de la résolution 10 m.

L'ensemble des valeurs d'indices présentées sont résumées dans le tableau suivant (Tab. XI).

Tab. XI. Valeurs des indices paysagers de composition calculés au niveau paysage.

	NP	PD	AREA_MN	AREA_SD	PARA_MN	PARA_SD
LO305_30M	152	37.6228	2.658	9.9013	864.811	366.7494
LO305_30M_OCS	26	6.4355	15.5388	34.1736	519.4697	350.8924
LCALL_30M	420	103.9578	0.9619	3.429	1040.089	322.7473
LCALL_30M_OCS	21	5.1979	19.2386	67.4695	632.7216	391.7934
ARGEN_30M	327	80.9386	1.2355	3.9902	997.711	353.7764
ARGEN_30M_OCS	60	14.8511	6.7335	24.5174	692.1151	403.5156
AEROD_30M	309	77.6421	1.288	3.2382	929.25	355.5656
AEROD_30M_OCS	35	8.6632	11.5431	34.2385	549.1241	361.4548
AEROD_10M_RESAMPLE	1348	335.3234	0.2982	1.9323	2925.6458	1050.297
AEROD_10M_PANSH	1474	366.6667	0.2727	1.9316	2961.6821	1007.2375
AEROD_10M_OCS	30	7.4627	13.4	35.3545	590.8615	564.7007

- Métriques de configuration du paysage : fragmentation (ED, DIVISION, AI) et connectivité (ENN, CONTAG)

Pour rappel, l'indice ED calcule le ratio de la somme des longueurs de toutes les lisières sur la surface totale du paysage, l'indice DIVISION exprime la probabilité que deux pixels choisis aléatoirement dans le paysage ne soient pas situés dans un même patch, l'indice AI exprime en pourcentage le niveau d'agrégation des patches (AI tend vers 1 quand le paysage est constitué d'un seul patch).

Dans la mesure où les cartes réalisées dans le cadre du programme ont plus de patches, l'indice de lisière ED apparaît plus important (de 2 à 6 fois plus) que celui des cartes du référentiel aquitain. Le paysage est plus divisé dans la carte du programme que dans celle du référentiel (de 0.90 à 0.98 pour les cartes du programme ; de 0.37 à 0.77 pour le référentiel – NB. Site Lagune de Callen très homogène). L'indice d'agrégation rend compte de patches plus agrégés dans les cartes du référentiel (de 87.3 à 95.6 %) que dans les cartes du programme (de 63.7 à 81.4%). Cela s'explique par le mode de construction des images : le protocole par photo-interprétation utilisé pour dessiner le référentiel ne prend en compte que les objets de grande superficie, tandis que la classification par télédétection ne tient pas compte des superficies concernées mais seulement du comportement spectral.

Ainsi, globalement, les cartes du référentiel sous-estiment plus la fragmentation des paysages que la méthode développée dans le cadre du programme.

Concernant la connectivité, l'indice ENN n'est pas significatif : l'écart-type très important ramène la différence entre la valeur moyenne et l'écart-type à environ 1. L'indice de contagion, qui inversement lié à l'effet de lisière et exprime la contagion observée par rapport à la contagion maximale possible, confirme le constat soulevé précédemment : les cartes du référentiel ont une contagion plus élevée que les cartes réalisées dans le cadre du programme (respectivement, de 50.9 à 70.6 ; de 34.5 à 47.7).

Les indices permettent de confirmer et de quantifier les différences observables sur les cartes. Malgré ces différences, les analyses statistiques globales montrent une forte corrélation entre la carte de 30 m et la carte de 10 m de résolution.

L'ensemble des valeurs d'indices présentées sont résumées dans le tableau suivant (Tab. XII).



Tab. XII. Valeurs des indices paysagers de fragmentation et de connectivité calculés au niveau paysage.

	ED	ENN_MN	ENN_SD	CONTAG	DIVISION	AI
<b>LO305_30M</b>	137.1501	94.229	81.504	44.342	0.9021	81.4419
<b>LO305_30M_OCS</b>	42.2514	124.6509	99.0165	56.5045	0.7755	95.6091
<b>LCALL_30M</b>	250.0928	92.3626	84.8321	47.7201	0.9674	63.7225
<b>LCALL_30M_OCS</b>	39.0584	236.5418	136.7501	70.5646	0.3667	95.1663
<b>ARGEN_30M</b>	221.3559	113.6158	136.8588	43.326	0.965	68.4446
<b>ARGEN_30M_OCS</b>	92.8937	138.7625	163.6529	50.9184	0.7624	87.323
<b>AEROD_30M</b>	226.8958	115.6796	140.8324	34.5279	0.9763	67.8764
<b>AEROD_30M_OCS</b>	57.6223	363.5728	361.7567	59.5075	0.7201	93.3679
<b>AEROD_10M_RESAMPLE</b>	414.5771	36.4031	61.034	48.5198	0.9681	80.1675
<b>AEROD_10M_PANSH</b>	445.199	32.8751	50.9416	49.5894	0.9653	78.5749
<b>AEROD_10M_OCS</b>	64.2289	290.9006	267.4018	64.088	0.7346	97.5299

- Une métrique calculée au niveau des classes mais renseignant sur la composition du paysage dans son ensemble : PLAND

L'indice paysager PLAND décrit la proportion occupée par une classe de type d'occupation du sol au sein de l'ensemble du paysage pour les différents étudiés. Le pourcentage de paysage quantifie l'abondance proportionnelle de chaque type de parcelle dans le paysage. Il s'agit d'une mesure de la composition du paysage importante dans de nombreuses applications écologiques et est appropriée à la comparaison de paysages différents (puisque c'est une mesure relative).

D'un point de vue global, une matrice de similarité/dissimilarité révèle une différence entre les cartes réalisées dans le cadre du programme pour la résolution de 30 mètres, sauf pour le site de milieu dunaire à Lège-Cap Ferret (LO305) pour lequel les deux classes apparaissent comme des objets similaires selon la corrélation de Spearman ( $\rho = 1$ ). Pour la résolution 10 mètres, les deux méthodes de rééchantillonnage et d'amélioration de la netteté panchromatique aboutissent globalement au même résultat pour cette métrique puisque les deux cartes sont corrélées significativement ( $\rho = 0.873$ ). Les indices PLAND correspondant aux cartes de résolution différente ne sont pas similaires.

D'un point de vue simplement descriptif, les cartes réalisées dans le cadre du programme et le référentiel sont comparées par des diagrammes circulaires.

#### Site de la Dune de Lège-Cap Ferret (LO305)

Pour ce site, les différences de classes entre la carte réalisée et celle du référentiel montrent que la classe forêt de conifères (équivalente à la classe dune boisée) est affinée par les classes landes et broussailles d'une part et dune grise d'autre part (Fig. 39).





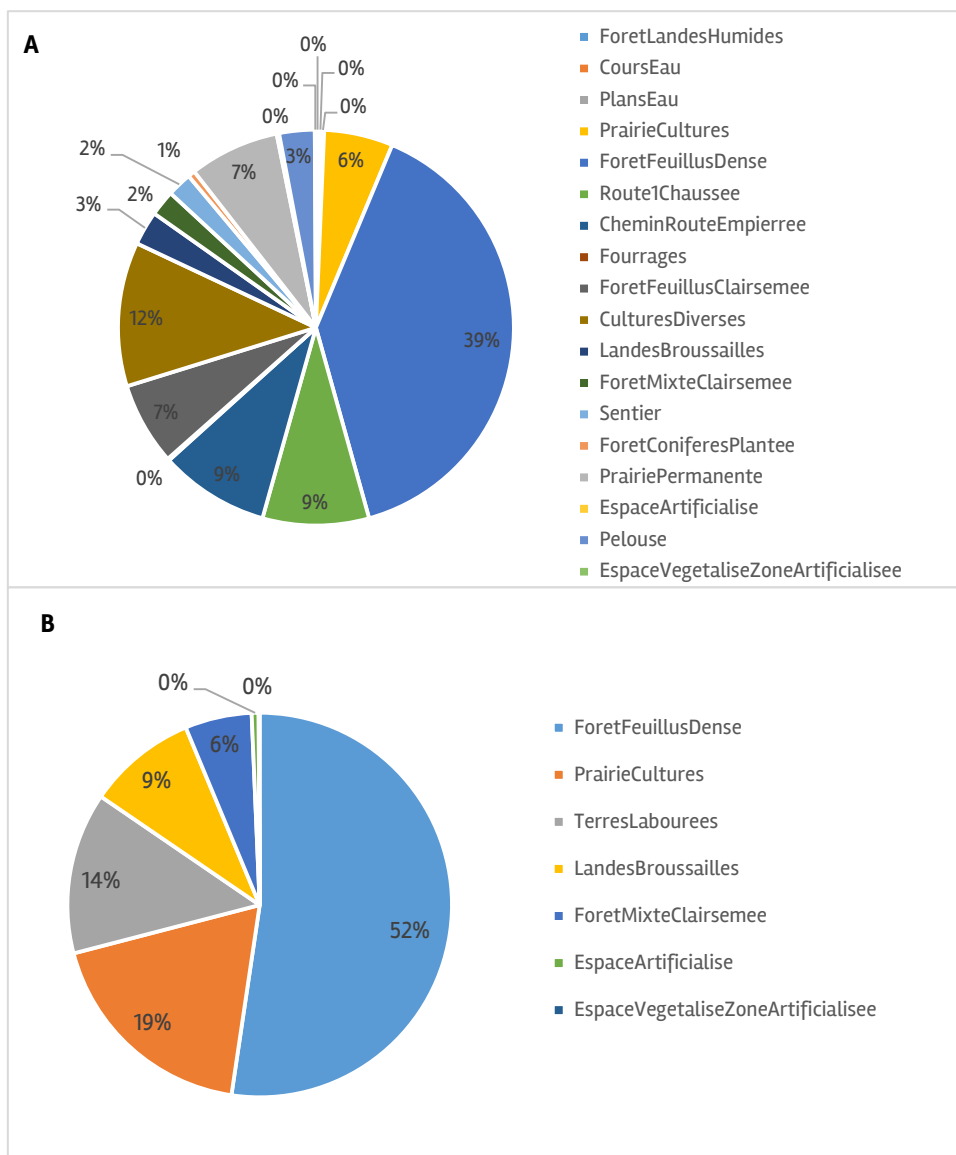


Fig. 41. Proportion des types d'occupation du sol pour le site ARGENT en résolution de 30 m (A-Réalisation LSDC, B-OCS).

Site Aéroport de Bordeaux-Saucats (AEROD)

Pour ce site, la classe forêt de conifères du référentiel est affinée sur la carte de résolution 30 m et de 10 m du programme en plusieurs classes de prairies, landes et différents types de forêt : feuillus clairsemée et dense, transition, etc (Fig. 42).

Le passage de la résolution de 30 m à 10 m montre une augmentation de la classe landes et broussailles correspondant à des zones trouées dans les patches de forêts (Fig. 42-Fig. 43).

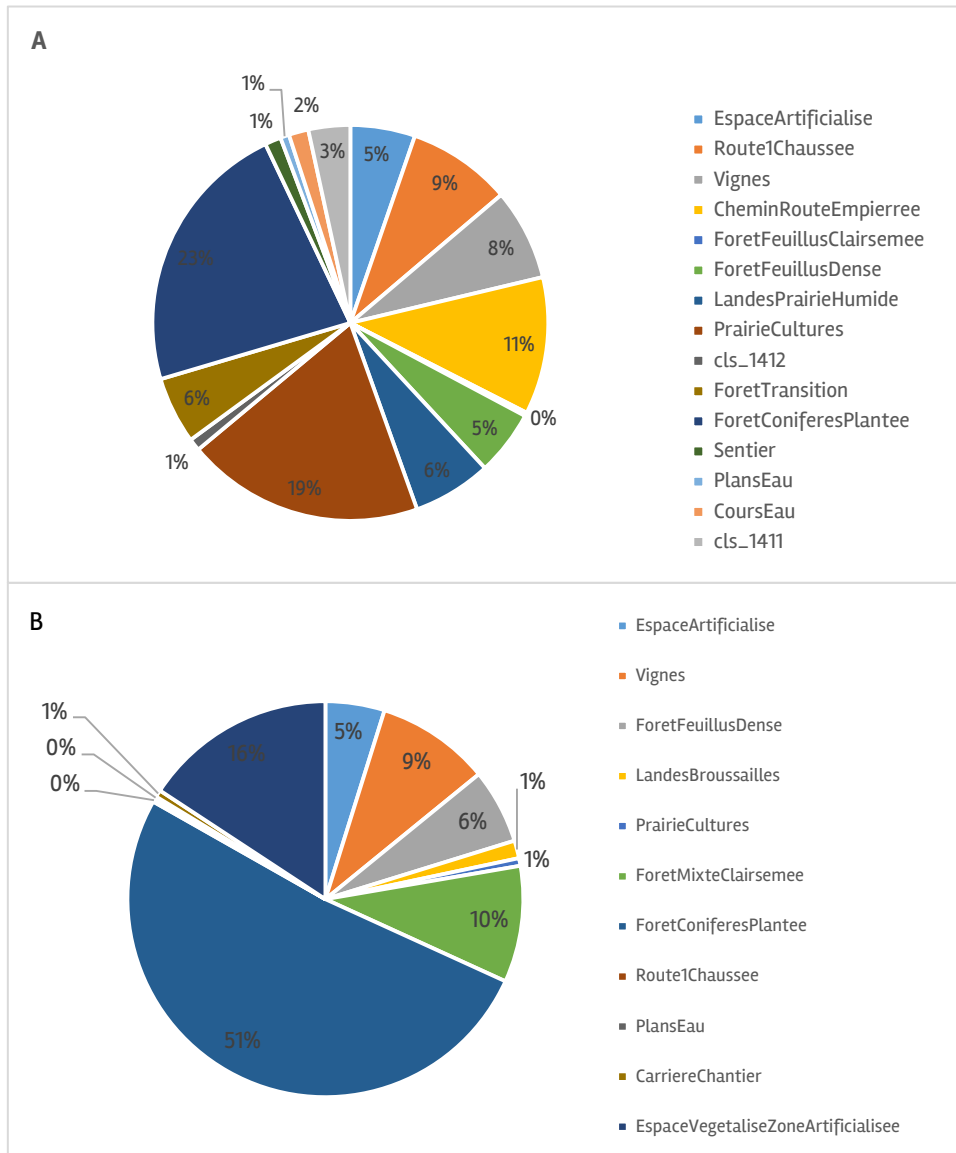


Fig. 42. Proportion des types d'occupation du sol pour le site AEROD en résolution 30 m (A- LSDC, B-OCS).

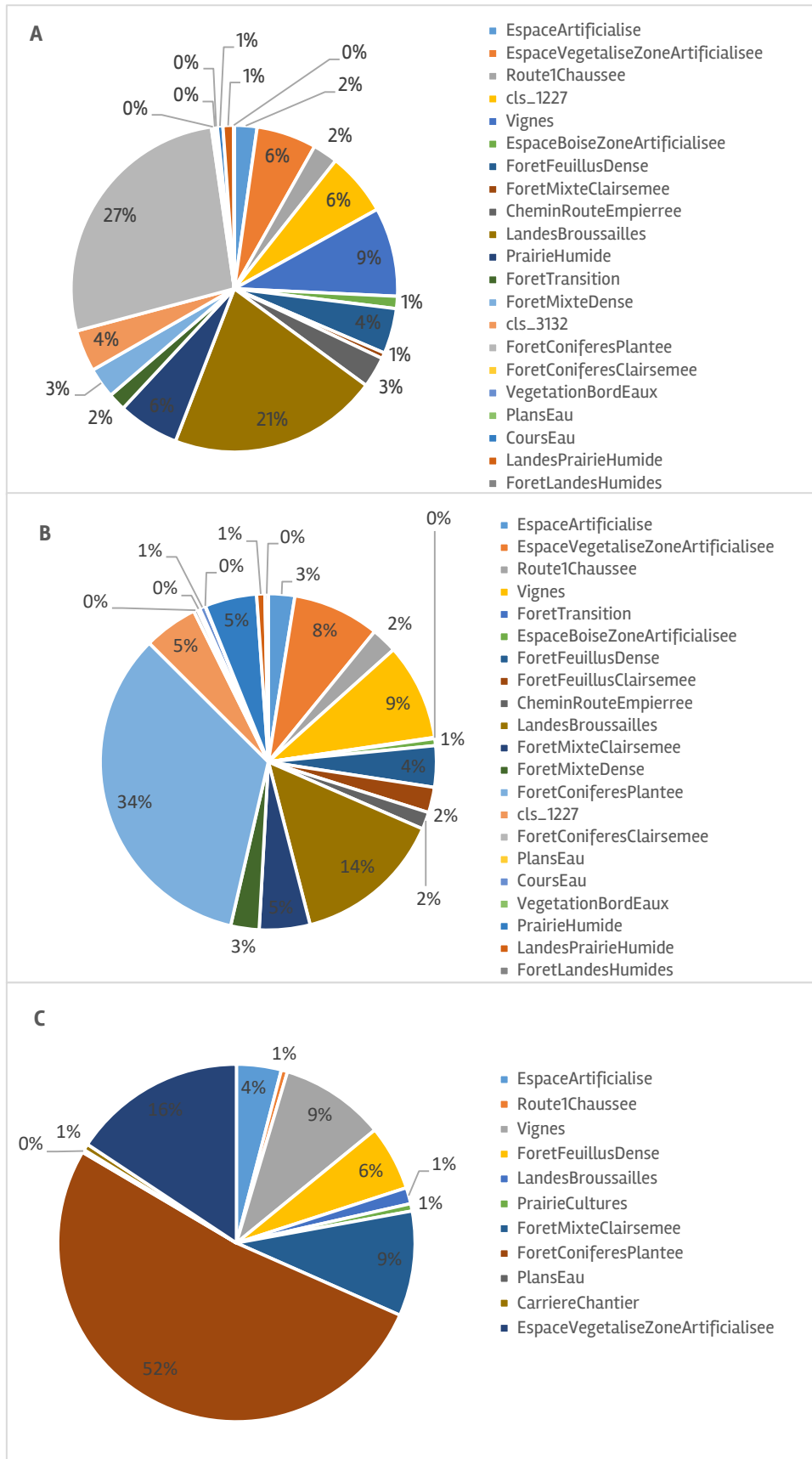


Fig. 43. Proportion des types d'occupation du sol pour le site AEROD en résolution 10 m (A-LSDC RESAMPLE, B-LSDC PANSH, C-OCS).

### 6.3.2 Métriques calculées au niveau classe

- Analyse en Composantes Principales des indices paysagers par classes d'occupation du sol

L'ACP permet de mettre en évidence des similarités entre les valeurs des paramètres des indices paysagers pour les différents types de traitement d'image (Fig. 44). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. La matrice de corrélation (Indice de Spearman,  $p < 0,05$ ) et le test de sphéricité de Bartlett ( $X^2$  (ddl =35) = 187.121,  $p < 0,0001$ ) indiquent qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative.

L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 5 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre = 3.419, variabilité = 42.739% ; F2 : valeur propre = 2.961, variabilité = 37.012%).

Sur le graphique de l'ACP, les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables représentées sur l'axe F1 sont : PD, ED, PARA. Les variables représentées sur l'axe F2 sont : PLAND, AREA, COHESION, AI. Les variables les mieux représentées sont : ED et PD.

Dans la carte de l'aérodrome de 10 mètres de résolution (image du groupe pansharpening), la classe forêt mixte et forêt de feuillus ( $\cos^2 = 0.6$ ) sont plus représentés au niveau de l'indice PARA. Pour la carte de 30 mètres de résolution, la classe des landes et prairies humides ( $\cos^2 = 0.4$ ) sont représentées au niveau de l'aire et indice d'agrégation.

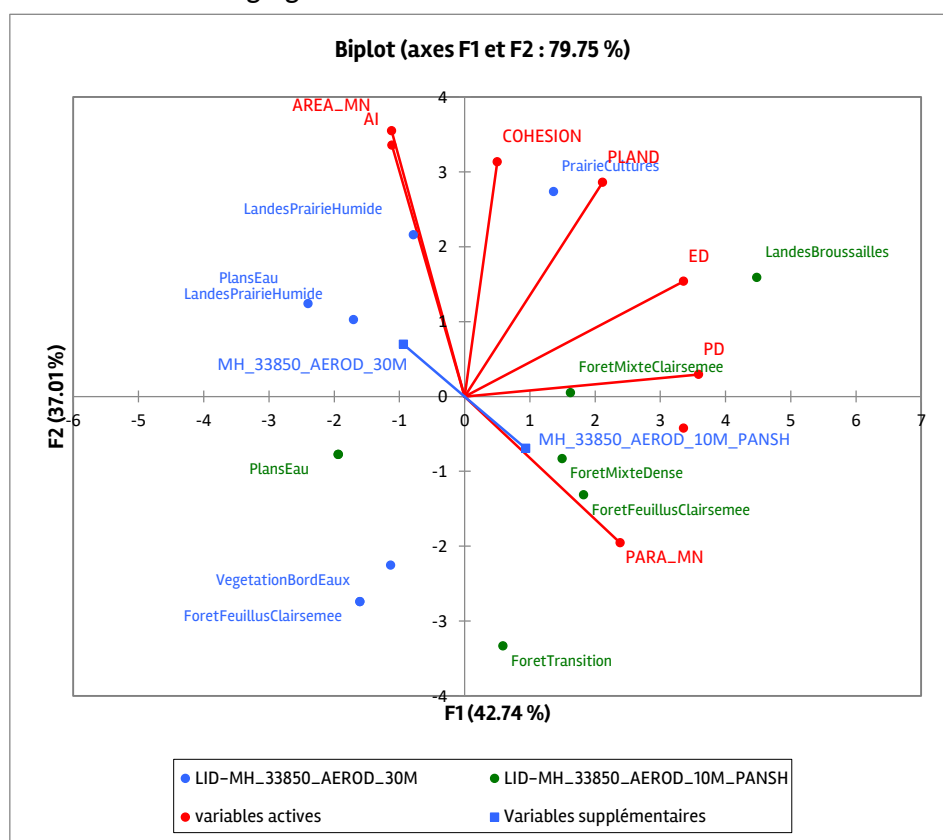


Fig. 44. ACP des indices paysagers des classes d'occupation du sol.



- **Métriques de composition des classes : NP, PD, PARA, AREA**

Pour chaque métrique, une matrice de similarité/dissimilarité a été réalisée pour observer les différences amenées par chaque carte (30 mètres, 10 mètres, référentiel).

Pour tous les indices, les métriques calculées confirment la similarité des cartes du référentiel, qu'elles aient été rastérisées à 10 ou 30 mètres de résolution. Cela s'observe sur les cartes également : un rééchantillonnage spatial visant à améliorer la résolution ne suffit pas si elle ne prend pas en compte l'hétérogénéité au sein des espaces définis comme homogènes par le travail de photo-interprétation réalisé. Les cartes aux deux résolutions sont donc toujours identifiées comme des objets similaires ( $\rho$  compris entre 0.990 et 1.000).

Pour les indices NP, PD, AREA\_MN et PARA\_MN, comme pour l'indice PLAND précédemment, au niveau des classes, il y a une différence entre les cartes du référentiel aquitain et les cartes réalisées dans le cadre du programme pour la résolution de 30 mètres, sauf pour le site LO305 (objets similaires :  $\rho = 0.997$ ).

Les méthodes PANSH et RESAMPLE aboutissent à des indices paysagers NP plus mitigés : la corrélation n'est plus significative. En revanche, pour l'indice AREA\_MN, il y a une corrélation entre les deux images à 10 mètres de résolution ( $\rho = 0.932$ ).

- **Métriques de configuration du paysage : fragmentation (ED, COHESION, AI)**

Comme les indices précédents, pour les indices ED et COHESION, au niveau des classes, il y a une différence entre les cartes du référentiel aquitain et les cartes réalisées dans le cadre du programme pour la résolution de 30 mètres, sauf pour le site LO305 (objets similaires :  $\rho = 1.000$ ).

Les indices ED de chaque classe sont différents entre les cartes de 30 mètres et de 10 mètres.

Les indices COHESION et AI des images de résolution 10 mètres sont corrélées significativement (respectivement,  $\rho = 0.917$  et  $\rho = 0.862$ ). Les indices COHESION des cartes de l'aérodrome de 30 mètres de résolution et de 10 mètres de résolution sont corrélées significativement ( $\rho = 0.965$ ).

Les indices paysagers ont été exploités pour comprendre les différences apportées par les cartes réalisées dans le cadre du programme, à 30 puis 10 mètres de résolutions, vis-à-vis de la donnée d'occupation du sol la plus précise disponible pour la Nouvelle-Aquitaine : le référentiel d'occupation du sol. Le protocole de cartographie n'ayant pas encore été réalisé sur un nombre suffisant de sites, aucune comparaison ni hiérarchisation entre sites de même milieu n'a été réalisée.

## 7. Discussion

### 7.1 Retour critique et perspectives de la méthodologie

L'objectif final – travailler sur les indices paysagers – nécessite des données d'occupation du sol de résolution spatiale fine pour un grand nombre de sites. La nécessité d'obtenir des résultats opérationnels rapidement a orienté la mise en place d'un protocole hybride, entre télédétection et photo-interprétation. Si les résultats obtenus semblent satisfaisants pour la suite de l'analyse, certains biais et manques sont apparus.

#### 7.1.1 Des données exogènes multiples : quid des métadonnées

Tout d'abord, l'utilisation de multiples sources d'informations pose un problème d'adéquation des dates. En effet, l'interprétation des classes dépend des signatures spectrales issues des images de 2014 (Landsat 8) et 2016–2017 (Sentinel-2) mais aussi de la reconnaissance visuelle sur une orthophotographie de 2012 (pour Landsat 8) et 2017 (pour Sentinel-2). Ce décalage temporel peut amener à des erreurs d'interprétation. Toutefois, il faut noter que lors de cette étape, les informations apportées par les signatures spectrales des classes sont apparues cohérentes avec l'interprétation visuelle (Tab. XIII).

Tab. XIII. Hétérogénéité des dates de construction des données utilisées.

Données	Date
Images Landsat 8	2014
Images Sentinel-2	2016-17
BD ORTHO	2012 ; 2017
RPG	2012
BD TOPO	2017
OCS GE (PIGMA)	2009
ZHE	2007

#### 7.1.2 L'interprétation des courbes spectrales

Un autre type de biais apparaît dans ce tableau d'interprétation des courbes spectrales, mis en place de manière qualitative :

- L'allure générale de la courbe : les courbes « eau », « végétal », « minéral » sont *a priori* sans ambiguïté, mais les courbes mixtes ont posé question : quand la courbe passe-t-elle de « végétal/minéral » à « mixte à dominance végétal/minéral » ? quand le plateau de réflectance est-il suffisamment horizontal pour placer la classe dans la catégorie « mixte plat » (Fig. 45) ?
- Les échelles de signal : la décision de placer la croix dans une case intermédiaire est simple, mais à partir de quelle valeur le chiffre peut-il être considéré suffisamment proche pour être placé sur l'une des cases avec valeur ?
- Le ton : la majorité des classes apparaissent sombres. Cela peut être dû également à une confusion avec la présence d'eau. Par ailleurs, l'échelle allant du plus clair au plus sombre est amenée à varier en fonction des classes et la perception de l'étendue des courbes. Même si la « définition » avait été harmonisée en fonction des différentes valeurs prises,





certaines valeurs peuvent par exemple être placées en ton « plutôt sombre » plutôt qu'en ton « sombre » pour faire apparaître dans le tableau une différenciation visible sur les courbes (cf. Classes 3 et 6 qui se détachent des autres courbes au mois de septembre).

Pour pouvoir comparer les courbes entre elles et avoir la même lecture concernant la proximité ou non aux valeurs seuils présentes sur l'échelle des ordonnées, tous les graphiques ont été mis en page de la même façon :

- Une échelle des ordonnées allant de  $6 \cdot 10^3$  à  $1.8 \cdot 10^4$
- Des unités distantes de  $2 \cdot 10^3$
- Lorsque les courbes comprenaient des valeurs supérieures à  $1.8 \cdot 10^4$ , la même unité a été conservée, le graphique étant augmenté verticalement de sorte à conserver le même espacement visuel entre les unités malgré une échelle des ordonnées plus grande.

Pour pallier ces problèmes d'interprétation en amont, un tableau contenant ces mêmes informations, mais de manière quantitative, a été préparé :

- Valeurs de la réflectance dans le proche infrarouge, en mars et en septembre,
- Valeurs de la réflectance dans l'infrarouge à ondes courtes, en mars et septembre,
- Valeurs moyennes des réflectances dans les canaux du visible, en mars et en septembre,
- Valeurs de la pente, de l'altitude et de l'exposition.

Plutôt que d'être mobilisé pour l'interprétation des courbes, ce tableau pourrait servir à des analyses statistiques qui regrouperaient les classes ayant des caractéristiques similaires avant l'étape d'interprétation visuelle/spectrale. Cela inverserait le protocole tel qu'il a été réalisé jusqu'à présent, où les classes sont regroupées entre elles après la phase d'interprétation. Il s'agira de tester cette méthode et de comparer les résultats avec ceux du protocole tel qu'établi. Si les résultats étaient similaires, le protocole pourrait évoluer en ce sens, ce qui permettrait d'automatiser une étape supplémentaire. Tout en restant prudent, une classification au sens statistique et au sens écologique ne se rencontre pas nécessairement. L'automatisation de cette étape serait une solution pour réduire le caractère chronophage du protocole.

MARS																								
	Allure générale courbe			Echelle signal PIR						Echelle signal minéral						Ton								
	U	V	M	Mixte V	Mixte M	Mixte plat	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	Clair	Plutôt clair	Moyen	Plutôt sombre	Sombre	
A1_1		X							X					X										X
A1_2				X				X						X										X
A1_3		X							X						X									X
A1_4				X				X						X										X
A1_5		X							X					X										X
A1_6					X			X						X										X
A10_1					X			X							X								X	X

SEPTEMBRE																								
	Allure générale courbe			Echelle signal PIR						Echelle signal minéral						Ton								
	U	V	M	Mixte V	Mixte M	Mixte plat	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	Clair	Plutôt clair	Moyen	Plutôt sombre	Sombre	
A1_1		X								X					X									X
A1_2		X								X														X
A1_3				X						X				X									X	X
A1_4		X							X					X										X
A1_5		X							X					X										X
A1_6					X				X					X									X	X
A10_1		X							X						X								X	X



Fig. 45. Biais possibles lors de l'interprétation des courbes spectrales.

## 7.2 Indices paysagers

Les premiers résultats présentés indiquent que si au niveau du paysage, les cartes réalisées à 30 mètres et 10 mètres de résolution sont caractérisées par des indices paysagers corrélés entre eux, les indices calculés au niveau des classes montrent des différences entre les deux résolutions. Cela ne permet pas de conclure quant à un choix de protocole à appliquer aux autres sites afin de procéder à leur comparaison et leur hiérarchisation.

De plus, la tentative de mesurer l'apport de chaque résolution par rapport à la carte d'occupation du sol peut être biaisée de plusieurs façons. D'une part, pour être comparable, la carte d'occupation du sol a fait l'objet d'une réattribution de certains items de légende : la zone définie comme aéroport a par exemple été classée toute entière en « espace végétalisé en zone artificialisé », pour correspondre à la légende mise en œuvre dans le protocole. Pour le site dunaire à Lège-Cap Ferret (LO305), la carte du référentiel du a été reclassée de telle sorte que la « plage » devienne « dune blanche » et que la « dune » devienne « dune grise ». Ainsi, l'apport de la télédétection qui permet d'affiner la partie « dune » pour intégrer la transition dune blanche, dune grise, dune boisée n'est pas ressorti des analyses statistiques (cartes considérées comme similaires pour la majorité des indices).

Par ailleurs, il faut souligner que la phase d'interprétation des classes est soumise à la subjectivité du cartographe. Ainsi, sur l'image de la BD ORTHO 2012, certains espaces de forêts de conifères plantés en transition ont été attribués à la classe prairies/cultures pour signifier une impossibilité de choisir entre la « naturalité » d'une prairie de type humide et l'anthropisation du milieu liée à l'exploitation sylvicole ; tandis qu'avec l'image de la BD ORTHO 2017, ces mêmes espaces ont été classés en landes et broussailles, correspondant ainsi au type de milieu présent et sans tenir compte de la possibilité d'une nouvelle exploitation à venir. Certains changements intervenant entre les deux images s'expliquent donc uniquement par la subjectivité du cartographe et non par une différence liée à l'amélioration de la résolution.

Les indices paysagers utilisés ont été choisis en amont en fonction de leur comportement statistique identifié dans la littérature scientifique. Ainsi, l'augmentation de l'indice NP entre une carte à fine résolution et une carte de résolution moins élevée, observée pour le site de l'aérodrome, correspond à un comportement connu (Li *et al.*, 2005). De même, la diminution de l'aire moyenne des patchs avec l'augmentation de la résolution avait été identifiée par les mêmes auteurs. Une augmentation de l'aire moyenne des patchs parallèlement à l'augmentation de l'agrégation, comme cela est exprimé par les indices des cartes du référentiel, était également attendue (Li *et al.*, 2005). Une forte corrélation a été notée entre une évolution de cet indice PARA\_MN et la résolution (LUSTIG *et al.*, 2015). En revanche, les mêmes auteurs notent que la métrique CONTAG, si elle est utile en soi, n'est pas pertinente pour la comparaison de cartes de différentes résolutions. La carte du référentiel, si elle a été rastérisée à la même résolution que la carte réalisée, n'a pas été construite pour cette résolution. La conclusion tirée de l'observation de cette métrique, à savoir qu'elle confirme un apport de la carte réalisée en télédétection vis-à-vis du référentiel, dont le mode de construction amène à une surreprésentation des continuités de milieux, doit donc être prise avec précaution.

### 7.3 Perspectives

Pour les sites de suivi de certaines espèces, des analyses supplémentaires apparaissent pertinentes : pour la Grenouille des Pyrénées, dont la reproduction est dépendante du torrent de montagne, une analyse du réseau hydrographique permettrait d'aborder certaines problématiques (les débits d'eau notamment) qui ne peuvent pas l'être par la cartographie de l'occupation du sol.

L'utilisation de la base de données agricole a été bornée à l'apport d'une confirmation pour les espaces de cultures diverses et une précision pour les espaces de prairies. Au sein de la classe cultures diverses, les cultures d'été et d'hiver pourraient par exemple être précisées, s'il y avait un lien possible avec la phénologie des espèces étudiées. La pertinence, vis-à-vis de l'objectif final de la thèse, à savoir la modélisation de la répartition des espèces sentinelle, d'introduire cette dimension dynamique selon un rythme saisonnier, pourrait être explorée.

Par ailleurs, certains types de végétation ne sont pas identifiés précisément avec la méthode décrite. Or, leur lien avec les espèces sentinelles rend nécessaire leur localisation précise. Il apparaît pertinent, par exemple, pour le lépidoptère Azuré des mouillères, de rendre compte de la présence de sa plante-hôte, la Gentiane pneumonanthe, puisqu'il en dépend directement. L'ajout d'une image rendant compte d'observation de présence de certaines espèces floristiques semblerait intéressant et permettrait de préciser, par exemple, l'occupation du sol « pelouse » (données récoltées et centralisées par l'OBV : ofsa.fr).

Enfin, outre ces précisions qui pourraient être apportées, le protocole développé ne semble pas pertinent pour traiter les sites du milieu montagnard. En effet, la pratique de la télédétection en

montagne est rendue compliquée par les fortes pentes, qui créent entre autres un problème d'ombres portées rendant les signaux plus difficiles à saisir. Par ailleurs, les milieux sont globalement moins fragmentés, ils semblent plus homogènes. La présence de neige en mars empêche également la comparaison des caractéristiques aux deux dates pour identifier les types de végétation. Le protocole devra donc être adapté en se basant principalement sur un travail du MNT, tirant parti de l'exposition, de la pente, de l'énergie potentielle, de l'altitude, pour y associer les différents types d'occupation du sol en fonction de l'étagement de la végétation (COUDERCHET, 2000).

Une fois le protocole établi pour les cinq types de milieu, il pourra être appliqué à l'ensemble des sites de suivi. Les données d'occupation du sol permettront le calcul d'indices paysagers, intégrables au modèle de répartition des espèces sentinelles. Ces indices serviront également à qualifier, voire hiérarchiser, les sites de suivi en fonction de leurs caractéristiques.

Si certains indices viendront caractériser les sites de suivi par des statistiques globales (c'est-à-dire pour l'ensemble de la superficie de 4 km<sup>2</sup> définie au début du protocole), des indices paysagers, attribués à chaque pixel, pourront constituer la base du modèle de répartition des espèces sentinelles, sous la forme d'un automate cellulaire, auquel il s'agirait d'ajouter des agents, les espèces sentinelles, pour en faire un système multi-agents. Cet outil de modélisation permet « de formaliser des relations entre processus écologiques et processus sociaux et économiques intégrés par la géographie » (MARTY *et al.*, 2006). Les données issues de ce modèle pourraient être utilisées en intrant du Species Distribution Model (SDM) permettant la modélisation prédictive globale de la répartition des espèces sentinelles sous l'effet du changement climatique (MALLARD, 2017a).

Les données d'occupation du sol actuelles gagneraient à être complétées de leur état passé, la prospective nécessitant une information sur les structures du territoire, façonnées au cours du temps. Un protocole similaire devrait être mis en œuvre pour obtenir une cartographie de l'occupation du sol dans les années 2000. Un pas de temps de dix ans apparaît pertinent : en écologie du paysage, le fonctionnement du paysage est défini à l'échelle décennale (ANDRIEU, 2017). Il correspond également à un temps de réponse de la faune : les réponses de la libellule aux changements sont identifiées au bout de 10 ans (MALLARD, 2016a). Le Référentiel aquitain d'occupation du sol est d'ailleurs constitué des données de 2009 mais aussi de 2000, ce qui permettrait de mobiliser le même protocole.

Enfin, l'occupation du sol étant visible dans le paysage, elle peut constituer un socle d'échanges avec les politiques et les citoyens, dans le cadre de l'objectif de médiation scientifique. Une simulation des changements d'occupation du sol, en lien avec le changement climatique, et leurs effets sur les indices paysagers pourraient permettre une prise en main de cette notion et la base d'un débat.

Le protocole mis en place permet d'obtenir des données d'occupation du sol discontinues : chaque pixel est défini par son appartenance à une classe. Il s'agit donc d'une donnée qualitative et discrète, qui ne permet pas d'exprimer les transitions, une limite étant rarement nette dans la nature, etc. Les indices paysagers pouvant être obtenus sur cette base correspondront au modèle PMM. Les inconvénients liés à l'utilisation d'un modèle discontinu ont été évoqués (cf. 2.1). Délimiter le paysage implique une perte de connaissances potentiellement pertinentes sur les processus écologiques expliquant telle ou telle configuration paysagère. L'étude du contexte (10 ou 20 km autour du site de suivi) devra permettre d'enrichir l'analyse du paysage. L'étude multiscale est en effet nécessaire pour comprendre les structures spatiales.

La télédétection a permis de mener cette classification mais il serait également possible de travailler sur des données continues, avec les valeurs de réflectance notamment. Les indices paysagers



pourraient être obtenus par des outils de morphologie mathématique adaptés pour travailler des données continues. Cela revient à travailler des images en niveaux de gris plutôt que des images binaires (VOIRON-CANICIO, 2013).

Les logiciels d'indices paysagers permettent de bien décrire la structure du paysage mais l'expliquent peu : ces indices sont donc « rarement [utilisés] comme facteur explicatif dans les approches écologiques » (ANDRIEU, 2017). Pour le programme sentinelles du climat, il s'agit d'utiliser ces indices, capables de révéler les processus écologiques à l'œuvre, pour expliquer la répartition et la réponse des espèces suivies au changement climatique. Cela s'inscrit dans un enjeu pour la recherche en écologie du paysage : « le passage d'une pratique visant à décrire des configurations et à chercher des corrélations à des recherches ayant pour objectif de mettre en évidence des processus afin d'expliquer des dynamiques » (MARTY *et al.*, 2006).

Ainsi, le programme Les sentinelles du climat semble confirmer que « les travaux sur la biodiversité participent d'une transformation de la recherche en écologie et en systématique (et plus généralement dans les sciences de la nature) » et qu'il existe des « liaisons multiples et complexes entre la construction de la biodiversité comme problème public et les mutations contemporaines du monde académique » (MAUZ & GRANJOU, 2010).

## 8. Conclusion

Le travail présenté dans ce rapport s'intègre dans un projet de modélisation de la répartition spatiale de la biodiversité sous l'effet du changement climatique en Nouvelle-Aquitaine. L'objectif était de mener un travail préparatoire à cette modélisation, qui sera développée au cours de la thèse 2018-2021.

A cet objectif à long terme correspondait un objectif à court terme : la mise en place d'indices paysagers permettant de caractériser les sites de suivi. La description du contexte paysager doit permettre d'identifier des processus à l'œuvre, parallèlement aux processus du changement climatique, et qui expliquent en partie la répartition des espèces suivies dans le cadre du programme de recherche. Les indices paysagers nécessitent une connaissance préalable de l'occupation du sol.

Un état des lieux des données d'occupation du sol en Nouvelle-Aquitaine a révélé que la résolution, soit spatiale, soit thématique, des données existantes ne correspondaient pas aux besoins spécifiques du programme, qui recherche des connaissances sur des espèces dont les déplacements sont de quelques kilomètres au plus. Prenant acte de ces lacunes, un protocole a été mis en place pour obtenir une cartographie de l'occupation du sol à une résolution spatiale de 30 mètres et une résolution thématique de type Corine Land Cover niveau 4. Ce protocole hybride utilise des méthodes de télédétection et de photo-interprétation et y associe un jeu de données exogènes. Il mobilise des images satellites ainsi que des données SIG au format vectoriel, mais le travail est toujours mené en mode raster.

Les indices paysagers permettent de caractériser et de quantifier les apports des différentes résolutions. Ils n'ont pas encore été mobilisés pour leur objectif final : la hiérarchisation des sites de suivi au regard de leurs caractéristiques paysagères, pour leur pertinence à circonscrire les effets potentiels du changement climatique.

Le protocole de cartographie des sites sera complété et adapté (notamment pour le milieu montagnard) puis étendu à d'autres sites du programme de recherche. La possibilité de retravailler ces données de manière continue pourrait enrichir la compréhension du paysage des sites.

Les données d'occupation du sol ainsi que les indices paysagers intégreront le modèle global de répartition des espèces sentinelles : elles en formeront le socle, afin d'introduire dans le modèle le rôle joué par l'espace. Enfin, si l'étude présentée dans ce rapport a été menée au niveau des sites, à plusieurs résolutions, l'imbrication et l'adéquation des résolutions et échelles, entre le niveau des sites de suivi et le niveau régional, sera au cœur des questionnements de la thèse.



## 9. Bibliographie

- AMICI V., ROCCHINI D., FILIBECK G., BACARO G., SANTI E., GERI F., LANDI S., SCOPPOLA A. & CHIARUCCI A., 2015. – Landscape structure effects on forest plant diversity at local scale: Exploring the role of spatial extent. *Ecological Complexity*, **21** : 44-52 doi : 10.1016/j.ecocom.2014.12.004.
- ANDRIEU J., 2017. – *Contribution méthodologique à l'analyse spatiale de la végétation terrestre. De la biogéographie quantitative à une géographie appliquée à la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale. Volume 1 Positionnement scientifique et projet.* Paris : Paris 13 Sorbonne Paris Cité, 209 p.
- CHUST G., DUCROT D. & PRETUS J. L., 2004. – Land cover mapping with patch-derived landscape indices. *Landscape and Urban Planning*, **69** (4) : 437-449 doi : 10.1016/j.landurbplan.2003.12.002.
- COUDERCHET L., 2000. – Mise au point par télédétection satellitale et SIG d'une méthode d'inventaire normalisé des milieux naturels, selon Corine-Biotopes. L'exemple des Hautes-Vosges. *Photo-Interprétation*, **37** (3-4) : 28-33.
- DAVRANCHE A. & NUSCIA TAIBI A., 2015. – *Les changements d'occupation et d'usage du sol, des processus multidimensionnels complexes qui affectent la biodiversité.* Dans : *Pour une géographie de la conservation: biodiversités, natures et sociétés.* Paris : L'Harmattan, p. 129-144.
- DIAZ-VARELA E. R., MAREY-PEREZ M. F., RIGUEIRO-RODRIGUEZ A. & ÁLVAREZ-ÁLVAREZ P., 2009. – Landscape metrics for characterization of forest landscapes in a sustainable management framework: Potential application and prevention of misuse. *Annals of Forest Science*, **66** (3) : 301 doi : 10.1051/forest/2009004.
- FOURNIER J., 2015. – *Géographie et écologie du paysage.* Dans : *Pour une géographie de la conservation: biodiversités, natures et sociétés.* Paris : L'Harmattan, p. 229-242.
- IPCC., 2014. – *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report.* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- KAPLAN G., 2018. – Sentinel-2 Pan Sharpening—Comparative Analysis. *Proceedings*, **2** (7) : 345 doi : 10.3390/ecrs-2-05158.
- LAUSCH A., BLASCHKE T., HAASE D., HERZOG F., SYRBE R.-U., TISCHENDORF L. & WALZ U., 2015. – Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, **295** : 31-41 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018.
- LEONARD O., 2002. – *Elaboration d'indicateurs spatiaux de suivi des espaces naturels. Expérimentation sur le territoire de la Réserve Naturelle de Camargue. Projet EON 2000+.* Nice : Nice Sophia Antipolis, 80 p.
- LI X., HE H. S., BU R., WEN Q., CHANG Y., HU Y. & LI Y., 2005. – The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition*, **38** (12) : 2626-2638 doi : 10.1016/j.patcog.2005.05.009.

- LUSTIG A., STOUFFER D. B., ROIGE M. & WORNER S. P., 2015. – Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. *Ecological Indicators*, **57** : 11-21 doi : 10.1016/j.ecolind.2015.03.042.
- MALLARD F., 2016a. – *Programme les sentinelles du climat. Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 86 p.
- MALLARD F., 2014. – *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*. Nantes, France : Ecole Centrale de Nantes (ECN), Université Nantes Angers le Mans, 472 p.
- MALLARD F., 2018. – Présentation des indicateurs biologiques des effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine : les espèces sentinelles du climat. *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, **Tome 153** (nouv. série n° 46 (2-4)) : 341-358.
- MALLARD F. (COORD.), 2017b. – *Programme les sentinelles du climat. Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 966 p.
- MALLARD F. (COORD.), 2016b. – *Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 453 p.
- MALLARD F. (COORD.), 2017a. – *Programme les sentinelles du climat. Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine*. Le Haillan, France : C. Nature, 90 p.
- MALLARD F. & COUDERCHET L., 2019. – *Climate Sentinels Research Program: Developing Indicators of the Effects of Climate Change on Biodiversity in the Region of New Aquitaine (South West, France)*. Dans : Leal Filho W, Barbir J, Preziosi R. *Handbook of Climate Change and Biodiversity*. Cham : Springer International Publishing, p. 223-241. doi : 10.1007/978-3-319-98681-4\_14.
- MARTY P., LEPART J. & CAPLAT P., 2006. – Géographie et écologie des paysages : quelles relations ? (Geography and landscape ecology : which relationships ?). *Bulletin de l'Association de géographes français*, **83** (3) : 355-367 doi : 10.3406/bagf.2006.2521.
- MASSU N. & LANDMANN G., 2011. – *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine – Synthèse bibliographique*. Ecofor, 180 p.
- MAUZ I. & GRANJOU C., 2010. – La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours. *Sciences Eaux & Territoires*, **Numéro 3** (3) : 10-13.
- MCGARIGAL K. & CUSHMAN S. A., 2005. – *The gradient concept of landscape structure*. Dans : Wiens JA, Moss MR. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge : Cambridge University Press, p. 112-119. doi : 10.1017/CBO9780511614415.013.
- MCGARIGAL K. & MARKS B. J., 1995. – *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland, OR : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station doi : 10.2737/PNW-GTR-351.

- Noss R. F., 1990. – Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, **4** (4) : 355-364 doi : 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.
- PENG J., WANG Y., ZHANG Y., WU J., LI W. & LI Y., 2010. – Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, **10** (2) : 217-223 doi : 10.1016/j.ecolind.2009.04.017.
- REMME R. P., HEIN L. & VAN SWAAY C. A. M., 2016. – Exploring spatial indicators for biodiversity accounting. *Ecological Indicators*, **70** : 232-248 doi : 10.1016/j.ecolind.2016.06.024.
- RIEDLER B. & LANG S., 2017. – A spatially explicit patch model of habitat quality, integrating spatio-structural indicators. *Ecological Indicators*, doi : 10.1016/j.ecolind.2017.04.027.
- ROOT T. L., PRICE J. T., HALL K. R., SCHNEIDER S. H., ROSENZWEIG C. & POUNDS J. A., 2003. – Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421** (6918) : 57-60 doi : 10.1038/nature01333.
- SAURA S., VOGT P., VELAZQUEZ J., HERNANDO A. & TEJERA R., 2011. – Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*, **262** (2) : 150-160 doi : 10.1016/j.foreco.2011.03.017.
- SOILLE P. & VOGT P., 2009. – Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, **30** (4) : 456-459 doi : 10.1016/j.patrec.2008.10.015.
- UUEMAA E., MANDER Ü. & MARJA R., 2013. – Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, **28** : 100-106 doi : 10.1016/j.ecolind.2012.07.018.
- VOGT P. & RIITERS K., 2017. – GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, **50** (1) : 352-361 doi : 10.1080/22797254.2017.1330650.
- VOGT P., RIITERS K. H., IWANOWSKI M., ESTREGUIL C., KOZAK J. & SOILLE P., 2007. – Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, **7** (2) : 481-488 doi : 10.1016/j.ecolind.2006.11.001.
- VOIRON-CANICIO C., 2013. – *Geography, Mathematics and Mathematical Morphology*. Dans : Hendriks CLL, Borgefors G, Strand R. *Mathematical Morphology and Its Applications to Signal and Image Processing*. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, p. 520-530. doi : 10.1007/978-3-642-38294-9\_44.
- WALZ U., 2015. – Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. *Ecological Modelling*, **295** : 88-106 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.011.
- WU J., 2004. – Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, **19** (2) : 125-138 doi : 10.1023/B:LAND.0000021711.40074.ae.

## 10. Annexes

<b>ANNEXE 1. CORRESPONDANCE DES NOMENCLATURES OCSGE ET LES SENTINELLES DU CLIMAT.....</b>	<b>84</b>
<b>ANNEXE 2. PROTOCOLES DE TRAITEMENTS EXPERIMENTES .....</b>	<b>86</b>
<b>ANNEXE 3. IMAGES SATELLITE LANDSAT 8 UTILISEES .....</b>	<b>87</b>
<b>ANNEXE 4. TABLEAU D'INTERPRETATION DES CLASSES .....</b>	<b>88</b>
<b>ANNEXE 5. HARMONISATION DES LEGENDES POUR FRAGSTATS .....</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE 6. MATRICE EDGE DEPTH .....</b>	<b>90</b>
<b>ANNEXE 7. MATRICE EDGE CONTRAST .....</b>	<b>91</b>



## Annexe 1. Correspondance des nomenclatures OCSGE et Les sentinelles du climat

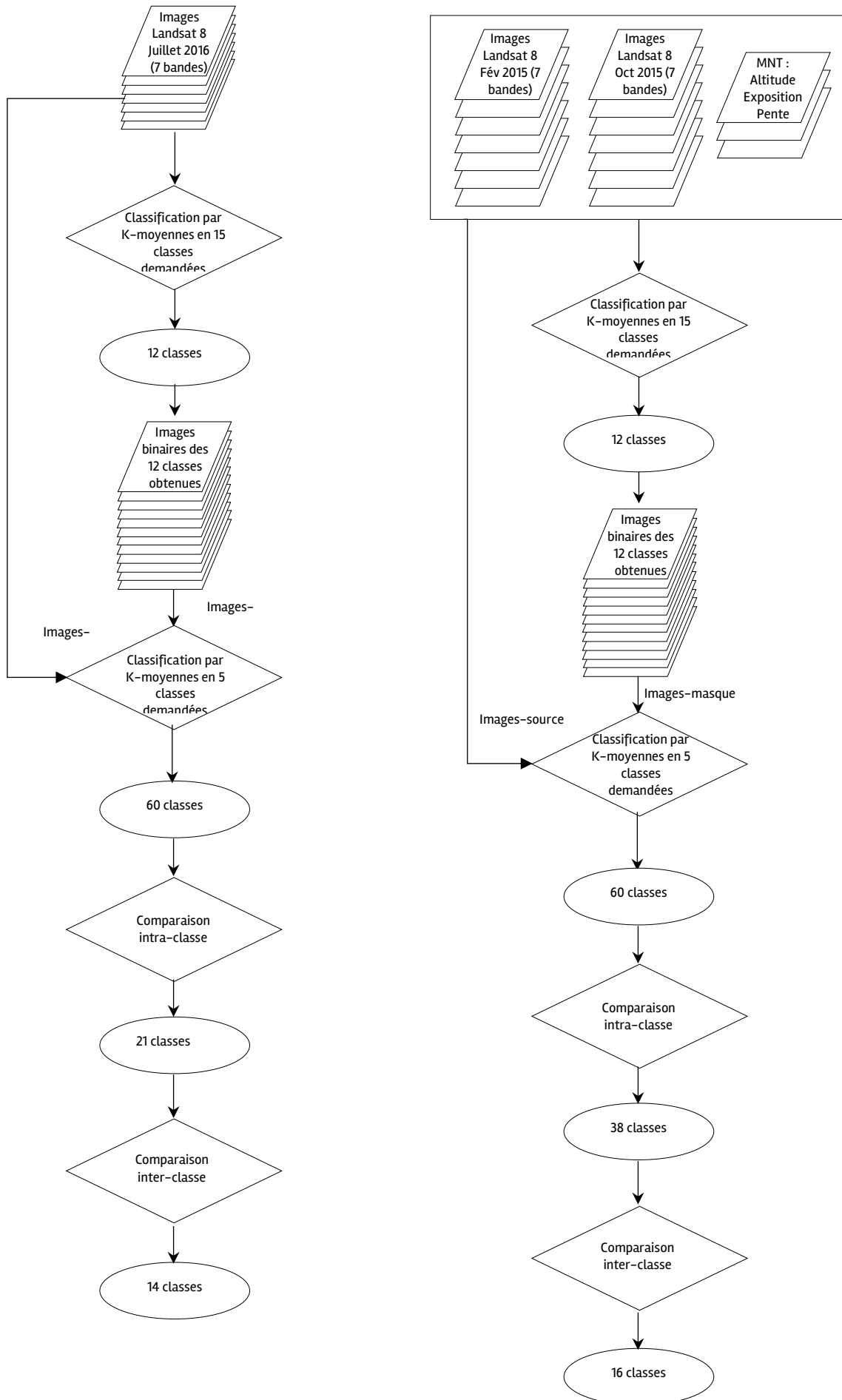
Code OCSGE	Libellé OCSGE	Code LSDC	Libellé LSDC
<b>A-TERRITOIRES ARTIFICIALISES ET AGRICOLES</b>			
	Tissu urbain dense	1	Espace artificialisé
	Tissu urbain individuel groupé	1	Espace artificialisé
	Tissu urbain dispersé	1	Espace artificialisé
	Espace urbain individuel diffus	1	Espace artificialisé
	Sièges d'exploitations agricoles et bâtiments agricoles isolés	1	Espace artificialisé
	Habitat touristique spécifique	1	Espace artificialisé
	Habitat collectif haut	1	Espace artificialisé
	Emprises industrielles	1	Espace artificialisé
	Emprises commerciales	1	Espace artificialisé
	Cimetières	1	Espace artificialisé
	Emprises scolaires et ou universitaires	1	Espace artificialisé
	Emprises hospitalières	1	Espace artificialisé
	Autres emprises publiques : stations d'épurations, casernes, cités administratives, écluses	1	Espace artificialisé
	Aire d'accueil des gens du voyage	1	Espace artificialisé
	Vacant urbain	1	Espace artificialisé
	Axes routiers principaux et espaces associés	2	Routes et chemins de fer
	Axes ferroviaires principaux et espaces associés	2	Routes et chemins de fer
	Parkings et principales places publiques	1	Espace artificialisé
	Ports de plaisance	3	Ports
	Ecoles de voile	3	Ports
	Port de commerce	3	Ports
	Autres ports : port à sec, port de pêche...	3	Ports
	Aéroports et aérodromes	4	Aéroports et aérodromes
	Carrières	5	Carrières et chantiers
	Décharge	1	Espace artificialisé
	Chantiers	5	Carrières et chantiers
	Espaces verts urbains et périurbains publics ou privés	6	Espaces verts urbains
	Jardins ouvriers	6	Espaces verts urbains
	Campings et caravanings	6	Espaces verts urbains
	Golfs	7	Golfs
	Stades, équipements sportifs et équipements touristiques de loisir	6	Espaces verts urbains
	Cultures annuelles	8	Cultures annuelles/terres labourées
	Cultures florales ou légumières	9	Maraichage, horticulture
	Terres arables irriguées	10	Terres arables irriguées
	Vignobles	11	Vergers et vignes
	Vergers et petits fruits	11	Vergers et vignes
	Prairies	12	Prairies
	Surfaces en herbe non agricoles	12	Prairies



	Espaces agricoles en friche	13	Friches agricoles
<b>B- FORETS ET MILIEUX SEMI-NATURELS</b>			
3110	Forêt de feuillus	1	Forêt de feuillus
3120	Forêt de conifères	2	Forêt de conifères
3130	Forêts mélangées	3	Forêts mélangées
3210	Pelouses et pâturages naturels	4	Pelouses et pâturages naturels
3220	Landes et broussailles	5	Landes et broussailles
3311	Plages, sable	6	Plages, sable
3312	Dunes	7	Dunes
3320	Roches nues	8	Roches nues
3330	Végétation clairsemée	9	Végétation clairsemée
3340	Zones incendiées	10	Zones incendiées
3350	Glaciers et neiges éternelles	11	Glaciers et neiges éternelles
<b>C- ZONES HUMIDES ET SURFACES EN EAU</b>			
4111	Végétation de ceinture des bords des eaux	1	Végétation de ceinture des bords des eaux
4121	Tourbières	2	Tourbières
4211	Schorre	3	Schorre
4212	Espaces endigués ou polders	4	Espaces endigués ou polders
4231	Vasières et bancs de sable sans végétation	5	Vasières et bancs de sable sans végétation
4232	Herbiers marins à plantes vasculaires	6	Herbiers marins à plantes vasculaires
5110	Cours et voies d'eau	7	Cours et voies d'eau
5121	Plans d'eau naturels	8	Plans d'eau naturels
5122	Plans d'eau artificiels	9	Plans d'eau artificiels
5220	Estuaires	10	Estuaires
5230	Mers et océans	11	Mers et océans



## Annexe 2. Protocoles de traitements expérimentés





## Annexe 3. Images satellite Landsat 8 utilisées

	Site	Lagune de Callen	Aérodrome Bordeaux-Saucats	Plateau d'Argentine	Dune de Lège-Cap Ferret, site n°5
Images date 1	Nom de l'emprise	LC08_L1TP_20029	LC08_L1TP_20029	LC08_L1TP_20028	LC08_L1TP_20029
	Date de prise de vue	07/03/2014	07/03/2014	07/03/2014	07/03/2014
	Qualité de l'image (contrôle visuel)	Image claire	Image claire	Image claire	Image claire
Images date 2	Nom de l'emprise	LC08_L1TP_20029	LC08_L1TP_20029	LC08_L1TP_20028	LC08_L1TP_20029
	Date de prise de vue	15/09/2014	15/09/2014	01/10/2014	15/09/2014
	Qualité de l'image (contrôle visuel)	Globalement claire, quelques nuages hors emprise du site	Globalement claire, quelques nuages hors emprise du site	Présence de nuages, mais emprise du site claire	Globalement claire, quelques nuages hors emprise du site

## Annexe 4. Tableau d'interprétation des classes

MARS																								
	Allure générale courbe			Echelle signal PIR						Echelle signal minéral						Ton								
	U	V	M	Mixte V	Mixte M	Mixte plat	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	Clair	Plutôt clair	Moyen	Plutôt sombre	Sombre	
A1_1		X							X					X										X
A1_2				X				X						X										X
A1_3		X								X					X									X
A1_4				X				X						X										X
A1_5		X							X					X										X
A1_6						X								X										X
A10_1					X			X							X								X	X

SEPTEMBRE																								
	Allure générale courbe			Echelle signal PIR						Echelle signal minéral						Ton								
	U	V	M	Mixte V	Mixte M	Mixte plat	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	8*10 <sup>3</sup>	1*10 <sup>4</sup>	1.2*10 <sup>4</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>	1.6*10 <sup>4</sup>	1.8*10 <sup>4</sup>	Clair	Plutôt clair	Moyen	Plutôt sombre	Sombre	
A1_1		X													X									X
A1_2		X												X		X								X
A1_3				X													X						X	X
A1_4		X							X					X										X
A1_5		X							X					X										X
A1_6						X								X									X	X
A10_1		X								X					X		X						X	X





## Annexe 5. Harmonisation des légendes pour Fragstats

	Code LSDC	Libellé Les sentinelles du climat	Code CLC similaire	Libellé CLC similaire
1 Territoires artificialisés	1100	Espaces artificialisés	11	Zones urbanisées
	1221	Route à deux chaussées	122	Réseaux routiers et ferroviaires
	1222	Route à une chaussée	122	Réseaux routiers et ferroviaires
	1223	Chemins et routes empierrées	122	Réseaux routiers et ferroviaires
	1224	Pistes cyclables	122	Réseaux routiers et ferroviaires
	1225	Sentier	122	Réseaux routiers et ferroviaires
	1230	Port	123	Zones portuaires
	1300	Carrières et chantiers	13	Mines, décharges et chantiers
	1401	Espace végétalisé en zone artificialisée	14	Espaces verts artificialisés
2 Territoires agricoles	1402	Espace boisé en zone artificialisée	14	Espaces verts artificialisés
	2111	Terres labourées et cultures diverses	211	Terres arables hors périmètre permanent d'irrigation
	2112	Fourrages	211	Terres arables hors périmètre permanent d'irrigation
	2120	Cultures sous serre	212	Terres arables irriguées
	2210	Vignes	221	Vignobles
	2310	Prairies et cultures	231	Prairies et surfaces en herbe
	2311	Prairies temporaires	231	Prairies et surfaces en herbe
3 Forêts et milieux semi-naturels	2312	Prairies permanentes	231	Prairies et surfaces en herbe
	3111	Forêt de feuillus dense	311	Forêt de feuillus
	3112	Forêt de feuillus clairsemée	311	Forêt de feuillus
	3121	Forêt de conifères plantée	312	Forêt de conifères
	3122	Forêt de conifères clairsemée	312	Forêt de conifères
	3123	Dune boisée de conifères	312	Forêt de conifères
	3130	Forêt mixte clairsemée	313	Forêts mélangées
	3210	Pelouse	321	Pelouses et pâturages naturels
	3220	Landes et broussailles	322	Landes et broussailles
	3240	Forêt en transition	324	Forêt et végétation arbustive en mutation
	3311	Dune blanche	331	Plages, dune, sable
4 Zones humides	3312	Dune grise	331	Plages, dune, sable
	4111	Végétation de ceinture des bords des eaux	411	Marais intérieurs
	4230	Estran	423	Zones intertidales
	4231	Prairies humides	4 231	Zones humides Prairies et surfaces en herbe
	4312	Forêt et landes humides	4 312	Zones humides Forêt de conifères
	4321	Lande humide	4 321	Zones humides Pelouses et pâturages naturels
5 Surfaces en eau	4322	Landes et prairies humides	4 322	Zones humides Landes et broussailles
	5110	Cours d'eau	511	Cours d'eau
	5120	Plans d'eau	512	Plans d'eau
	5230	Mers et océans	523	Mers et océans







Avec le soutien de :

