



UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE
Faculté des Sciences et Techniques
Béni-Mellal



Centre d'Études Doctorales : Sciences et Techniques
Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et Santé (RNES)

THÈSE

Présentée par

ZIDANE ISSAM EDDINE

Pour l'obtention du grade de

DOCTEUR

Spécialité : Physique

Apport de la télédétection spatiale à la cartographie des incendies de forêts dans le Rif, Maroc

Soutenue le 21/12/2019 à 9h30 devant la commission d'examen composée de :

Président	: Pr. Ahmed OUHAMMOU	PES	FSS-Marrakech
Rapporteur	: Pr. Tarik BOUJIHA	PH	ENSA-Kénitra
	Pr. Abderrazak EL HARTI	PES	FST - Béni Mellal
	Pr. El Mostafa BACHAOUI	PES	FST - Béni Mellal
Examineur	: Pr. Abdelghani BOUDHAR	PH	FST - Béni Mellal
Directeur de thèse	: Pr. Abdelali BOULLI	PES	FST - Béni Mellal
Co-Encadrant de thèse	: Pr. Mustapha MABROUKI	PES	FST - Béni Mellal

A LA MÉMOIRE DE MON PÈRE

AVANT-PROPOS

Auteur de la Thèse	ZIDANE Issam Eddine
Email	z.issam.13@gmail.com
Intitulé de la Thèse	Contribution à l'étude des feux de forêt par traitement algorithmique et télédétection
Directeur de Thèse	Pr. Abdelali BOULLI, PES, FST Béni Mellal
Lieu de réalisation du travail	<ul style="list-style-type: none">• Equipe écologie et développement durable, FST- Béni Mellal, B.P. 523, MAROC.• Laboratoire de Génie Industriel, FST- Béni Mellal, B.P. 523, MAROC.

FICHE DE THÈSE

LISTE DES PUBLICATIONS

ARTICLES A COMITE DE LECTURE :

- ✓ I. ZIDANE, R. LHISSOU, A. BOULLI, M. MABROUKI, An improved algorithm for mapping burnt areas in the Mediterranean forest landscape of Morocco. Journal of Forestry Research. May 2018. DOI: 10.1007/s11676-018-0669-7.
- ✓ I. ZIDANE, R. LHISSOU, Y. MANYARI, M. ISMAILI, A. BOULLI, M. MABROUKI (2018). Characterization of fire severity in the Moroccan Rif using Landsat-8 and sentinel-2 satellite images. Journal Fire. Soumis

COMMUNICATIONS ORALES :

- ✓ I. ZIDANE, R. LHISSOU, Y. MANYARI, A. BOULLI, M. MABROUKI" Cartographie des classes de sévérités des feux dans le Rif Marocain utilisant les images satellites Landsat-8 et sentinel-2 ". ISCAT 2018 conference, Beni Mellal, Morocco, 2-4 May 2018.
- ✓ OUZEMMOU, J,-E; LHISSOU, R; ZIDANE, I & BOULLI, A. Forest density characterization in the high Atlas mountans of Beni Mellal using geomorphological and remote sensing data. The first international ASRO Geological congress, El jadida, Morocco March 2017.

COMMUNICATIONS A POSTER :

- ✓ Issam eddine ZIDANE, Rachid LHISSOU, Abdelali BOULLI & Mustapha MABROUKI. "Mapping of Forest Fire in Morocco by Modis Products" in The Fourth International American Moroccan Agricultural Sciences Conference AMAS Conference I V, 9-11 May, 2018, Morocco

REMERCIEMENTS

À l'issue de la rédaction de cette thèse, je souhaite exprimer ici toute ma gratitude à celles et à ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à l'aboutissement de ce travail.

J'adresse tout d'abord mes remerciements aux Professeurs Mr. Ahmed OUHAMMOU, Mr. Tarik BOUJIHA, Mr Abderrazak EL HARTI, Mr El Mostafa BACHAOUI et Mr Abdelghani BOUDHAR qui me font l'honneur de participer au jury de cette thèse. Je les remercie pour le temps qu'ils ont consacré à la lecture du manuscrit, pour leurs précieuses et judicieuses remarques et pour l'intérêt particulier qu'ils ont accordé à mon travail.

Le travail de recherche présenté dans cette thèse de doctorat a été effectué à la Faculté des Sciences et Techniques (FST) de Béni Mellal, Université Sultan Moulay Slimane, sous la direction des Professeurs Abdelali BOULLI et Mustapha MABROUKI. Je les remercie du fond du cœur, aussi bien pour avoir dirigé mes travaux avec talent et compétence, que pour m'avoir accompagné amicalement et fraternellement dans ce cheminement.

Je voudrais exprimer ma vive reconnaissance à Monsieur le Professeur Ahmed ZEGHAL, Doyen de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal, Monsieur le professeur Khalid HABBARI, vice-doyen de la FST de Béni Mellal pour les efforts qu'ils déploient pour la recherche scientifique. Qu'ils trouvent ici l'expression de notre profond respect.

J'exprime ma reconnaissance à Monsieur Abdelmadjid HADDIOUI, Professeur à la FST de Béni Mellal et notre Directeur d'Équipe, je le remercie pour sa disponibilité, ses conseils, son soutien et l'aide qu'il m'a apporté durant toute la période de thèse.

Je tiens à remercier tout particulièrement, Mme OUAHID Nadya, Mr ASKOUR Noureddine, Mr Mohammed SAJIEDDINE Professeurs à la FST de Béni Mellal, pour leurs soutiens constants, leurs encouragements et leurs conseils.

Je ne sais pas comment remercier tous les membres du laboratoire Génie industriel et de l'équipe Ecologie et développement durable, c'est beaucoup grâce à vous que cette thèse restera un beau et un bon souvenir. Alors un grand merci à vous tous : Mustapha ADAR, Hasna BAZINE, Nawal EL ARMOUZI, Youssef NAJIH, Zakaria KHAOUCH, Amina RADI, Brahim, Jamal AABOUSSE, Ahmed, Mehdi, Kaouthar, Souad, Majda, Soumia.

Merci à tous et à toutes avec qui j'ai travaillé quelques instants, ou que j'ai rencontré dans les congrès ou ceux qui se sont intéressés à mon travail.

Un grand merci à toutes les personnes de l'Administration que j'ai côtoyées durant ces années de thèse. En particulier, Mr. Mostafa ARIF, Mr. Mohamed BADAI, Mr. Anass BENMOUSSA, Mr. Ahmed ZEGHAL, Mr. Khalid HABBARI et Mr. Said MELLIANI. Je les

remercie pour leur sympathie, leur soutien constant, leurs encouragements, leurs conseils et leur collaboration habituelle.

Je n'oublie pas de remercier mes amis et collègues qui m'ont apporté beaucoup d'aide, merci pour leur soutien et les bons moments de détente et pour leur amour : Rachid LHISSOU, Hajar BENELCADI, Youness DEHBI, CHABAK Aboukacem, Hicham OURBYA, Oualid TARZOUTI, Youssef OUADID, Youness BELAIDI, CHAHID Mohammed, Ilham HMID, Zineb AMMARI, DEHBI Mohammed, Aziz ZIDANE. Je leur adresse mes amitiés les plus sincères.

Enfin, j'adresse un remerciement spécial et j'exprime ma profonde reconnaissance à ma famille, en particulier ma très chère Mère qui sans elle rien ne serait fait, mes frères Ali et Othman qui m'ont supporté et qui me supportent toujours. Que Dieu les récompense.

R É S U M É

Apport de la télédétection spatiale à la cartographie des incendies de forêts dans le Rif, Maroc

Les écosystèmes forestiers sont exposés de plus en plus à diverses perturbations liées aux activités humaines et naturellement accentuées par les changements climatiques. Les feux de forêt sont l'un des catastrophes les plus perturbateurs des écosystèmes, car ils ont des effets économiques, écologiques et atmosphériques graves. L'identification des forêts brûlées et leur surveillance fournissent des informations essentielles pour une gestion et une conservation appropriées de ces écosystèmes. En raison de la grande variation spatiale et temporelle et de l'incertitude des feux de forêt, il est toujours difficile d'estimer avec précision la zone touchée et la gravité des brûlures après un incendie important. Les techniques de télédétection offrent une meilleure façon de détecter la variabilité spatiale et temporelle à moindre coût et en moins de temps que les méthodes traditionnelles d'inventaire sur le terrain. Le Nord du Maroc, soumis à un climat méditerranéen, les étés sont très chaud ce qui expose les forêts à des feux très fréquents.

Dans un premier travail on a pu cartographier les zones brûlées au cours de l'été 2016 à l'aide d'indices spectraux tirés d'images MODIS, à savoir le rapport de combustion normalisé (NBR) et l'indice de surface brûlée pour le MODIS (BAIM). Deux enquêtes sur le terrain ont été utilisées pour calibrer et valider les cartes.

Tout d'abord, une analyse mono temporelle à l'aide d'une seule image post-incendie a permis de déterminer le seuil approprié des indices spectraux (BAIM et NBR) pour la détection des brûlures. Puis, on a appliqué une méthode multi temporelle fondée sur des images dBAIM et dNBR qui représentaient les différences pré-incendie et post-incendie de l'image BAIM et NBR, respectivement. Les résultats montrent que l'utilisation séparée de méthodes mono temporelles post-incendie et multi temporelles a produit une surestimation des zones brûlées. Enfin, nous proposons un nouvel algorithme combinant les deux méthodes de cartographie des zones brûlées que nous appelons Burnt Area Algorithm. Les produits MCD45A1 et MCD64A1 MODIS de la zone brûlée ont été comparés à l'algorithme proposé. La validation des superficies estimées brûlées à partir des données de référence du Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la Désertification du Maroc a donné des résultats satisfaisants en utilisant l'algorithme proposé, avec un coefficient de détermination de 0,68 et une erreur quadratique moyenne de 44,0 ha.

Dans un deuxième travail, nous avons caractérisé la sévérité de ces feux en utilisant les données spectrales LANDSAT-8, SENTINEL-2 et les données topographiques. Les méthodes des indices spectraux ainsi que la classification par la méthode Spectral Angle Mapper (SAM) ont été utilisées. Les résultats ont démontré que les indices MIRBI et NBR permettent une meilleure caractérisation des zones incendiées que l'indice BAI. Quant à la classification SAM, elle offre une bonne caractérisation des classes de sévérité des forêts incendiées. Il a été démontré aussi que l'indice MIRBI et l'exposition au soleil sont fortement corrélés avec les classes de sévérité.

Mots-clés : Classification par seuillage, MODIS, MCD45A1, MCD64A1, Sentinel-2 MSI, Landsat-8 OLI, Cartographie des feux de forêt, sévérité des feux, NBR, BAI, indices spectraux, Maroc.

ABSTRACT

Contribution of spatial remote sensing to forest fire mapping in the Rif, Morocco

Forest ecosystems are increasingly exposed to a variety of human-induced disturbances exacerbated by climate change. Forest fires are one of the most disruptive disasters in ecosystems, with severe economic, ecological and atmospheric impacts. The identification of burned forests and their monitoring provide essential information for the appropriate management and conservation of these ecosystems. Due to the wide spatial and temporal variation and uncertainty of forest fires, it is always difficult to really estimate the area affected and the severity of burns after a major fire. Remote sensing techniques offer a better way to detect spatial and temporal variability at a lower cost and in less time than traditional field inventory methods. Northern Morocco, with its Mediterranean climate, summers are very hot, which exposes forests to very frequent fires.

In the first work, we mapped the burnt areas during the summer of 2016 using spectral indices from MODIS images, namely the Normalized Burn Ratio (NBR) and the Burnt Area Index for MODIS (BAIM). Two field surveys were used to calibrate spectral indices and validate the maps. First, a monotemporal analysis using a single pre-fire image determined the appropriate threshold of the spectral indices (BAIM and NBR) for burn detecting. Secondly, a multitemporal method was applied based on dBAIM and dNBR images, which represented pre-fire and postfire differences of the BAIM, and NBR images, respectively. The results show that separate use of monotemporal postfire and multitemporal methods produced an overestimation of the burnt areas. Finally, we propose a new algorithm combining both methods for burnt area mapping that we had name Burnt Area Algorithm. MCD45A1 and MCD64A1 MODIS burnt area products were compared to the proposed algorithm. Validation of the estimated burnt areas using reference data of the Moroccan High Commission for Water, Forests and Fight against Desertification showed satisfactory results using the proposed algorithm, with a determination coefficient of 0.68 and a root mean square error of 44.0 ha.

In a second work, we characterize the severity of these fires using LANDSAT-8, SENTINEL-2 spectral data and topographic data. The methods of spectral indices and the Spectral Angle Mapper (SAM) classification have been used. Results showed that MIRBI and NBR indices allow a better characterization of burned areas than BAI index. For its part, SAM classification provide a good characterization of the severity classes of burnt forests. It has also been shown that the MIRBI index and sun exposure are strongly correlated with severity classes.

Keywords Classification by thresholding, MODIS, MCD45A1, MCD64A1, Sentinel-2 MSI, Landsat-8 OLI, Forest fire mapping, fire severity, NBR, BAI, spectral indices, Morocco.

الملخص

مساهمة الاستشعار عن بعد في رسم خرائط حرائق الغابات في منطقة الريف، المغرب

تتعرض النظم الإيكولوجية للغابات على نحو متزايد إلى الاضطرابات المختلفة المرتبطة بالأنشطة البشرية وتزيد من حدة تغير المناخ. حرائق الغابات هي واحدة من أكثر الكوارث اضطراباً في النظم الإيكولوجية لأنها لها آثار اقتصادية وبيئية وجوية خطيرة. يوفر تحديد الغابات المحروقة ورصدها معلومات أساسية للإدارة السليمة لهذه النظم الإيكولوجية وحفظها. بسبب التباين المكاني والزمني الواسع وعدم اليقين في حرائق الغابات، لا يزال من الصعب تقدير المنطقة المتأثرة بدقة وشدة الحروق بعد حريق كبير. توفر تقنيات الاستشعار عن بعد طريقة أفضل للكشف عن التباين المكاني والزمني بتكلفة أقل وفي وقت أقل من أساليب الجرد التقليدية في المجال. شمال المغرب، يخضع لمناخ البحر الأبيض المتوسط، يكون الصيف حاراً للغاية مما يعرض الغابات لحرائق متكررة للغاية.

في عمل أولي، تم تعيين المناطق المحروقة خلال صيف عام 2016 باستخدام مؤشرات طيفية مشتقة من صور MODIS، وهي نسبة الاحتراق الطبيعي (NBR) ومؤشر المساحة المحروقة لـ MODIS (BAIM). تم استخدام مسحين ميدانيين لمعايرة الخرائط والتحقق من صحتها. أولاً، أتاح تحليل أحادي الوقت باستخدام صورة واحدة بعد الحريق تحديد العتبة المناسبة للمؤشرات الطيفية (BAIM) و (NBR) للكشف عن المناطق المحروقة. بعد ذلك، تم تطبيق طريقة متعددة الاستخدامات على أساس صور dNBR و dBAIM التي تمثل اختلافات ما قبل الحريق وما بعد في صورة BAIM و NBR، على التوالي. أظهرت النتائج أن الاستخدام المنفصل للطرق الفردية أحادية الوقت بعد الحريق والمبالغ الزمنية المتعددة قد بالغ في تقدير المناطق المحروقة. أخيراً، نقترح خوارزمية جديدة تجمع بين طريقتي تعيين المناطق المحترقة التي نسميها خوارزمية منطقة الاحتراق. تمت مقارنة منتجات MCD45A1 و MCD64A1 MODIS من المنطقة المحروقة بالخوارزمية المقترحة. أعطى التحقق من صحة المناطق المقدر المحترقة من البيانات المرجعية لمكتب المفوض السامي للمياه والغابات ومكافحة التصحر في المغرب نتائج مرضية باستخدام الخوارزمية المقترحة، مع معامل تحديد 0.68 وخطأ متوسط التربيع 44.0 هكتار.

في عمل ثانٍ، وصفنا شدة هذه الحرائق باستخدام LANDSAT-8 و SENTINEL-2 من البيانات الطيفية والبيانات الطبوغرافية. تم استخدام طرق الفهرس الطيفي وكذلك تصنيف مطياف الزاوية الطيفية (SAM). أظهرت النتائج أن مؤشرات MIRBI و NBR تسمح بتصنيف أفضل للمناطق المحترقة أكثر من مؤشر BAI. أما بالنسبة لتصنيف SAM، فهو يقدم وصفاً جيداً لفئات شدة الغابات المحروقة. لقد ثبت أيضاً أن مؤشر MIRBI والتعرض للشمس مرتبطان بشدة بفئات الخطورة.

كلمات البحث: تصنيف العتبة، MODIS، MCD45A1، MCD64A1، Sentinel-2 MSI، Landsat-8 OLI، رسم

خرائط حرائق الغابات، شدة الحرائق، NBR، BAI، المؤشرات الطيفية، المغرب.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES	XIII
NOTATIONS, SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS	XIV
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1. REVUE DE LITTÉRATURE	7
1.1 Introduction.....	8
1.2 Feux de forêt au Maroc	8
1.2.1 La forêt au Maroc.....	8
1.2.2 Vulnérabilité de forêts marocaines	11
1.2.3 Les incendies de forêts au Maroc.....	12
1.2.4 Gestion des feux de forêt au Maroc	13
1.3 Télédétection et feux de forêt	17
1.3.1 Introduction.....	17
1.3.2 Caractérisation spectrale de la réponse du feu de forêt.....	18
1.3.3 Cartographie des zones brûlées et données satellitaires	19
1.3.4 Méthodes de cartographie des zones brûlées et sévérité.....	21
1.3.4.1 Méthodes utilisées pour les zones brûlées	22
1.3.4.2 Méthodes utilisées pour cartographier la sévérité du feu.....	24
1.4 Conclusion	27
CHAPITRE 2. ZONE D'ETUDE.....	29
2.1 Introduction.....	29
2.2 Situation géographique et climatique.....	29
2.2.1 Situation géographique	29
2.2.2 Situation climatique	30
2.3 Les forêts dans le RIF	34
2.4 Feux de forêt dans le nord :.....	34
2.5 Conclusion	36

CHAPITRE 3. UN ALGORITHME PLUS PERFORMANT POUR LA CARTOGRAPHIE DES	
ZONES BRULEES.....	34
3.1 Introduction.....	38
3.2 Matériels et méthodes	38
3.2.1 Sources de données.....	38
3.2.1.1 Données satellitaires	38
3.2.1.2 Données du terrain	40
3.2.2 Méthodologie	42
3.2.2.1 Les étapes de construction de notre algorithme	42
3.2.2.2 Prétraitement des données satellitaires.....	43
3.2.2.3 Calcul d'indices spectraux	44
3.3 Résultats and discussions.....	46
3.3.1 Résultats des indices spectraux à l'aide d'une image post- incendie.....	46
3.3.2 Indices spectraux utilisant des images multi temporelles	48
3.3.3 Carte finale avec comparaison avec les produits MCD45A1 et MCD64A1	49
3.4 Conclusion	54
CHAPITRE 4. UTILISATION DES DONNEES LANDSAT-8 OLI ET SENTINEL-2 MSI	
POUR LA CARACTERISATION DES SURFACES FORESTIERES BRULEES.....	53
4.1 Introduction.....	57
4.2 Matériels et méthodes	57
4.2.1 Données satellitaires	57
4.2.1.1 Données spectrales.....	57
4.2.1.2 Données topographiques.....	60
4.2.1.3 Données de terrain	60
4.2.2 Méthodologie	61
4.2.2.1 Prétraitements des images satellitaires	62
4.2.2.2 Transformation du Compte numérique en radiance.....	63
4.2.2.3 Transformation de la luminance apparente en réflectance apparente	
63	
4.2.2.4 Correction atmosphérique	63
4.2.2.5 Caractérisation spectrale de la végétation brûlée.....	64

4.2.2.6	Calcul des indices spectraux pour la cartographie de la végétation brûlée	64
4.2.2.7	Classification supervisée de la sévérité du feu Spectral Angle Mapper	65
4.2.2.8	Corrélation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques	66
4.3	Résultats et discussions	66
4.3.1	Caractérisation spectrale de la végétation brûlée	66
4.3.2	Caractérisation des feux de forêts en utilisant les indices spectraux	67
4.3.2.1	Comparaison des indices spectraux des feux de forêts et de végétation NDVI	67
4.3.2.2	Détermination des valeurs des indices correspondantes à la végétation brûlée	70
4.3.3	Cartographie de la sévérité par SAM	72
4.3.4	Relation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques	75
4.4	Conclusion	79
	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVE	78
	BIBLIOGRAPHIE	83
	ANNEXES	95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Pourcentage formation forestière dans le Maroc. Source : MCEF(2002) ; Ellatifi, 2005.....	9
Tableau 2 : Spécifications de quelques satellites utilisés pour la cartographie des zones brûlées	20
Tableau 3 : Produits dérivés issus de divers capteurs pour la cartographie des zones brûlées	21
Tableau 4 : Catégories de la sévérité de feu selon (Ryan and Noste, 1985).....	24
Tableau 5 : Principaux travaux faites pour la classification de la sévérité des feux de forêt	26
Tableau 6 : Superficie des zones brûlées étudiées issues de HCEFLCD	42
Tableau 7 : Seuils optimaux pour déterminer les pixels du noyau de la zone brûlée dans la zone d'étude	43
Tableau 8 : Matrice de confusion entre le BAA et le MCD64A1 sur toute la tuile.....	51
Tableau 9 : Matrice de confusion entre le BAA et le MCD64A1 sur la zone d'étude.....	52
Tableau 10 : Zones brûlées des sites visités fournies par le HCEFLCD, BAA, MCD64A1 et MCD45A1.....	53
Tableau 11 : Caractéristiques spectrales du capteur MSI.....	57
Tableau 12 : Caractéristiques spectrales du capteur OLI.....	58
Tableau 13 : Indices spectraux utilisés dans cette étude.....	64
Tableau 14 : Valeurs des indices spectraux correspondant à la forêt saine et brûlée pour Landsat-8 OLI.....	71
Tableau 15 : Valeurs des indices spectraux correspondant à la forêt saine et brûlée pour Sentinel-2 MSI	71
Tableau 16 : Valeurs d'élévation correspondantes aux classes de sévérité - OLI.....	100
Tableau 17 : Valeurs de pente correspondantes aux classes de sévérité - OLI.....	100
Tableau 18 : Valeurs d'exposition correspondantes aux classes de sévérité - OLI.....	101
Tableau 19 : Valeurs d'élévation correspondantes aux classes de sévérité – MSI.....	101
Tableau 20: Valeurs de pente correspondantes aux classes de sévérité –MSI	101
Tableau 21 : Valeurs d'exposition correspondantes aux classes de sévérité –MSI.....	102

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Région à climat méditerranéen dans le monde (Faggianelli et al., 2013)	3
Figure 2 : Répartition des surfaces forestières (HCEFLCD, 2005)	10
Figure 3 : Carte du Maroc forestier (HCEFLCD, 2005).....	11
Figure 4 : Nombre et superficie des incendies depuis 1960 à 2015 (HCEFLCD, 2015).....	13
Figure 5 : Cycle de gestion de feu (HCEFLD 2016)	14
Figure 6 : Schéma de la procédure opérationnelle d'intervention contre les feux de forêt (HCEFLCD,2007.).....	16
Figure 7 : Vue d'ensemble de la zone d'étude.....	30
Figure 8 : Précipitation moyenne annuelle dans la zone d'étude.....	31
Figure 9 : Température maximale du mois le plus chaud dans la zone d'étude	32
Figure 10 : Indice d'Emberger pour la zone d'étude	33
Figure 11 : Strates de Végétations dans notre zone d'étude dans le rif au Maroc(HCEFLCD)....	34
Figure 12 : Taille et répartition des feux de forêt de 2010 à 2019 dans la zone d'étude(HCEFLCD).....	35
Figure 13 : Superficie et nombre de feux en 2016 dans les régions du Maroc (HCEFLCD, 2016)	36
Figure 14 : Localisation des zones de feux visités.....	40
Figure 15 : Photo de quelques feux visités	41
Figure 16 : Organigramme de la méthode globale choisie	43
Figure 17 : Image Post incendie NBR AND BAIM	47
Figure 18 : Image multi temporelle dNBR AND dBAIM	48
Figure 19 : Résultat de l'algorithme BAA	49
Figure 20 : Validation de l'estimation des surfaces brûlées à l'aide des données de référence du HCEFLCD. (a) MCD45A1, (b) MCD64A1, et (c) l'algorithme proposé BAA.....	53
Figure 21 : Comparaison entre OLI Landsat-8 et MSI sentinel-2 (source de l'image : NASA)...	58
Figure 22 : Comparaison entre les images pré (10/08/2016) et post (25/08/2016)-feu - Landsat-8 OLI.....	59
Figure 23 : MNT SRTM 30m de la zone d'étude.....	60
Figure 24 : MNT ALOS PALSAR 12m de la zone d'étude (Larache)	60

Figure 25 : Situation géographique des feux de forêt étudiés.....	61
Figure 26 : Organigramme de la méthodologie de travail	62
Figure 27 : Principe de la classification SAM (Kruse et al., 1993).	65
Figure 28 : Signatures spectrales des classes de sévérité (à gauche : signatures issues de la littérature, à droite : signatures extraites à partir de l'image Landsat-8 OLI).....	67
Figure 29 : Signatures spectrales des classes de sévérité (à gauche : signatures issues de la littérature1, à droite : signatures extraites à partir de l'image Sentinel-2 MSI).....	67
Figure 30 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour la forêt de Laarache à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2	68
Figure 31 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour la forêt de Boujedyane à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2	69
Figure 32 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour les forêts de Ikawen, Khlalfa et Talghounte à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2	70
Figure 33 : Cartes de la sévérité par classification SAM – Landsat-8 OLI	73
Figure 34 : Cartes de la sévérité par classification SAM – Sentinel 2.....	74
Figure 35 : Comparaison entre les cartes de la sévérité Landsat-8 et Sentinel 2.....	75
Figure 36 : Corrélation entre l'indice BAI et les classes de sévérité	76
Figure 37 : Corrélation entre l'indice MIRBI et les classes de sévérité	76
Figure 38 : Corrélation entre l'indice NBR et les classes de sévérité.....	77
Figure 39 : corrélation entre l'indice NDVI et les classes de sévérité.....	77
Figure 40 : Corrélation entre l'altitude et les classes de sévérité.....	78
Figure 41 Corrélation entre la pente et les classes de sévérité.....	78
Figure 42: Corrélation des classes de sévérité avec l'exposition.....	79

NOTATIONS, SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

B	Bleu
BA	Burn Area
BAI	Burned Area Index
BAIM	Burn Area Index of Modis
dBAIM	Difference Burn Area Index for Modis
DEM	Digital Elevation Model
DFCI	Défense de la forêt contre les incendies
DREFLCD	Direction Régionale des Eaux et Forêts et Lutte Contre la Désertification
dNBR	Difference Normalized Burn Ratio
Es	Éclairement Solaire
FAO	Food and Agriculture Organization
FRA	Force royal air
FLAASH	Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercube
ISSB	Indices spectraux des surfaces brûlées
G	Green
GPS	Global Positioning System
GR	Gendarmerie royal
QA	Quality assessment
MIRBI	Mid Infrared Burn Index
MNT	Modèles numériques du terrain
MSI	Multi Spectral Instrument
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NBR	Normalized Burn Ratio
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index

NGA	National Geo-spatial Agency
NIR	Near Infra-Red
OLI	Operationnal Land Imager
ONCF	Office National de Chemin de Fer
ONE	Office National d'Electricité
PALSAR	Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar
PC	Protection civile
R	Rouge
ROI	Region of interest
SAM	Spectral Angle Mapper
SIG	Système Informatique Géographique
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SWIR	Short Wave Infra-Red
VI	Vegetation Index

INTRODUCTION

Les incendies de forêt sont les seuls risques naturels auxquels les humains peuvent être confrontés vu leur relation depuis le début des temps et qui est devenu un risque à l'heure actuelle. Les forêts ont fourni des moyens de subsistance et de chasse, du carburant et des matériaux de construction et sont de plus en plus recherchées pour leur mode de vie et leurs commodités. En outre, les forêts et autres milieux naturels jouent également un rôle crucial dans le maintien du bien-être humain (Clayton and Opatow, 2003).

Les humains ont utilisé le feu comme un outil de gestion depuis les temps paléolithiques (Thomas, 1956). Le Charbon fossile indique que les incendies de forêt ont commencé peu après l'apparition des plantes dans le Silurien (il y a 420 millions d'années) (Scott and Glasspool, 2006)).

La préservation des forêts est une préoccupation majeure et mondiale en raison de leur importance dans l'écosystème terrestre. En particulier, les feux de forêt représentent une perturbation directe des écosystèmes terrestres en causant de graves conséquences biophysiques et écologiques à plusieurs niveaux (Aristeidis and Vasiliki, 2015; Koutsias and Karteris, 2000; Lozano et al., 2008; Veraverbeke et al., 2011). En effet, les conséquences de ce phénomène sont considérablement néfastes sur le plan social, économique et environnemental. Par exemple, plusieurs études ont montré que les impacts des feux de forêt sur l'érosion et la géomorphologie du sol (Shakesby, 2011; Shakesby and Doerr, 2006), la couverture végétale, la richesse des espèces et la destruction des habitats (Chompuchan and Lin, 2017; Duncan, 2009; Tessler, 2016) sont très préoccupants. En outre, les émissions provenant de la combustion de la biomasse contribuent de manière significative à l'injection de polluants dans l'atmosphère (Wang et al., 2015). Les gaz à effet de serre et les aérosols carbonés émis par les feux de forêt ont un impact sur l'équilibre du rayonnement de surface, sur l'acidification des précipitations, sur la qualité de l'air et sur la santé humaine (Gonzalez-Alonso et al., 1997; Hua and Shao, 2017; Sánchez et al., 2009).

La région méditerranéenne (Figure 1) est exposée à ce danger en raison des conditions climatiques difficiles à supporter pour la végétation mais également de la forte pression anthropique (Sckokai and Moro, 2006). Les incendies de forêt représentent une véritable calamité pour les forêts méditerranéennes. Chaque année, on estime jusqu'à 50 000 incendies dans la région méditerranéenne et plus de 600.000 hectares rasés par les flammes (Colin et al., 2001)

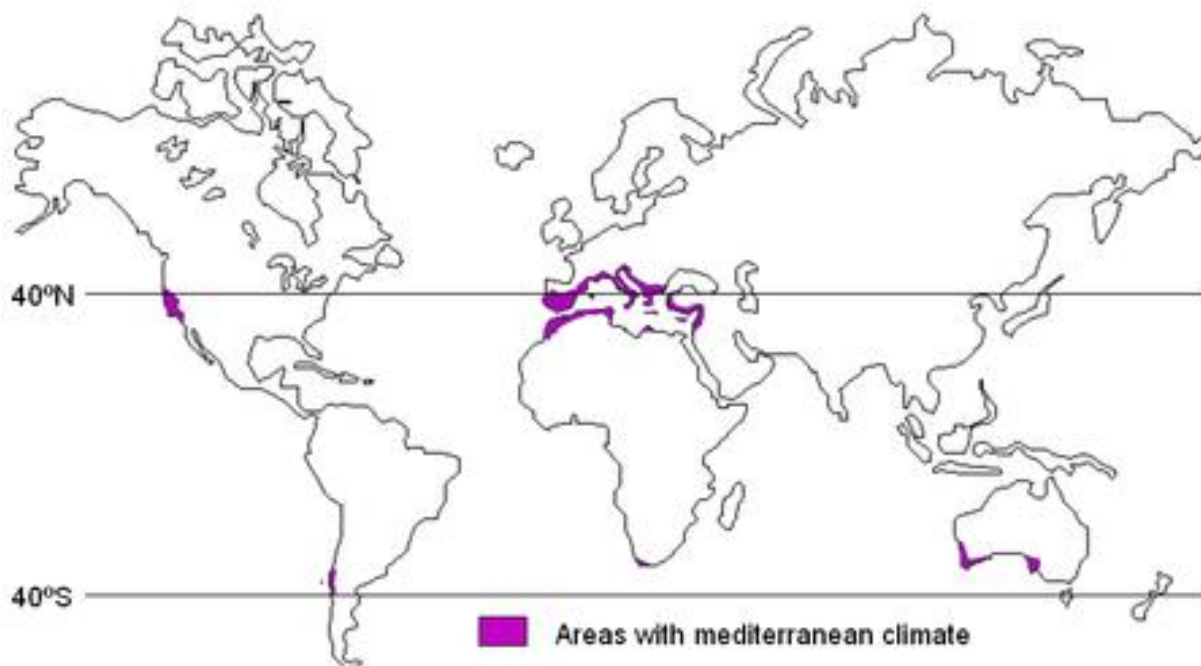


Figure 1 : Région à climat méditerranéen dans le monde (Faggianelli et al., 2013)

L'écosystème méditerranéen du Maroc souffre d'un nombre croissant d'incendies de forêt dont la gravité varie en raison des activités anthropiques et du changement climatique. Les statistiques enregistrées entre 1960 et 2015 montrent une moyenne de 285 incendies par an avec une superficie annuelle moyenne de 3 032 ha (HCEFLCD 2015). De nombreux écosystèmes souffrent d'une altération des régimes de feu et d'une mauvaise gestion post-incendie, entraînant un déclin de l'espèce (Duncan, 2009), le système forestier méditerranéen du Maroc fait partie de ces écosystèmes mal gérés. Pour commencer, un inventaire global est demandé.

En effectuant un inventaire précis, on pourra avoir une estimation précise et allouer des ressources (matérielles, humaines et financières) nécessaires à la mise en place d'un programme de restauration et de réhabilitation des zones touchées par les feux (Ezzine et al, 2005). Certes, une cartographie précise des zones brûlées est essentielle pour modéliser le bilan global du carbone (Andreae, 2001; Thonicke et al., 2010; Xiao-rui et al., 2005), la réhabilitation des zones brûlées et la surveillance des régimes des feux de forêt (Chompuchan and Lin, 2017; Chu and Guo, 2014; Duncan, 2009; French et al., 2008; Lentile* et al., 2006; Tessler, 2016; Veraverbeke et al., 2011).

Les formations forestières boisées couvrent une surface de 5.814.000 ha et sont constituées à 63 % d'essences feuillues (chêne vert, chêne-liège, arganier et acacias sahariens) et à 20 % d'essences résineuses (cèdre, thuya, genévrier, pin, cyprès de l'Atlas et sapin). Le reste de la

superficie, soit 17%, est occupé par des formations basses (matorrals et essences secondaires) résultant souvent de la dégradation des forêts (HCEFLCD, 2005).

Le taux moyen de boisement du pays est de l'ordre de 8%, ce qui est en deçà du taux optimal (15 à 20%) nécessaire à l'équilibre écologique et environnemental comme dans les pays méditerranéens (HCEFLCD, 2005).

Les zones boisées du Maroc sont soumises à un risque d'incendie récurrent, favorisé par l'extrême inflammabilité des espèces forestières en été.

En 2016, la région du Rif (Tanger, Tétouan, Larache, Ouazzane, Chefchaouen, Taza,...) se classe au premier rang en termes de superficie affectée avec 1332,3 ha (51% de la superficie totale enregistrée au niveau national) et de nombre d'incendies avec 129 incendies (30% du nombre total).

Les incendies se concentrent dans les provinces du Rif et du Pré-Rif (y compris Tanger et Tétouan) ; cette situation est favorisée par le terrain, la grande sensibilité des peuplements forestiers (pins, chêne-liège matorral...) et l'intense pression humaine sur les terres utilisant le feu comme une pratique de nettoyage des terres pour leur culture.

Avec ses changements climatiques, on prévoit une augmentation du risque d'incendie au niveau de la zone méditerranéenne (Rigolot E, 2008). La synthèse temporelle à montrer que la fréquence des feux de forêt va en parallèle avec le réchauffement climatique en croissance. En plus, l'analyse des statistiques des incendies de forêts au Maroc a fait état de l'étirement de la saison d'occurrence des incendies (HCEFLCD, 2009).

Ainsi, l'étude des feux de forêt est devenu aujourd'hui primordiale vu sa gravité. Plusieurs étapes d'études de la détermination des zones à risques, en amont du phénomène du feu (Chuviéco et al., 2003) passant par la propagation du feu et son intensité pour la gestion de la crise en temps réel (Flannigan M.D. and Vonder Haar T.H., 1986) au post feu comprenant la délimitation des zones brûlées, la cartographie de la sévérité du feu ou du brulis pour l'estimation des dégâts et la réhabilitation post-feu (Gonzalez-Alonso et al., 2004).

L'estimation des dégâts de feu à savoir la superficie brûlée et la sévérité de l'incendie sont des données précieuses pour connaître comment un écosystème réagit aux perturbations causées par le feu (Lentile* et al., 2006; Turner et al., 1997). Cependant, ces données de terrain sont rares et leur collecte est généralement coûteuse en termes de temps, de ressources financières et humaines.

La télédétection offre des alternatives viables aux mesures in situ, ses apports à la gestion des feux de forêts concernent en premier lieu l'identification la surveillance des surfaces brûlées et l'estimation des dégâts d'incendie (Gonzalez-Alonso et al., 1997; Lozano et al., 2008, 2007; Maselli et al., 2003). Elle est ainsi, utile dans l'analyse et la planification de la réhabilitation des zones brûlées (Chuvienco and Kasischke, 2007).

Cependant, les études de cartographie des zones brûlées et de sévérité du feu par télédétection sont très rares dans le sud de la Méditerranée (Maroc). Techniquement, plusieurs méthodes ont été développées pour cartographier les zones brûlées et la sévérité à partir d'images satellites multi temporelles ou d'une seule image post-incendie.

Dans le présent travail, nous visons à :

Premièrement, à tester le SIBA (spectrale index of burn area) pour la première fois dans les forêts d'Afrique du Nord, en particulier au Maroc. De plus, il implique la combinaison d'images multi temporelles et d'une seule image post-incendie ainsi que la combinaison de plusieurs SIBA pour développer un nouvel algorithme pour la cartographie des zones brûlées dans un paysage méditerranéen à l'été 2016. L'algorithme est basé à la fois sur le seuillage de plusieurs indices spectraux, à savoir le rapport de combustion normalisé (NBR) (Key and Benson, 2005a), l'indice de surface brûlée du MODIS (BAIM) (E. Chuvienco et al., 2002; Gómez Nieto and Martín, 2007), l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) (Kriegler et al., 1969; Rouse, 1974), et sur la synergie entre une méthode multi temporelle et une méthode post-incendie mono temporelle afin d'exploiter les informations complémentaires et redondantes fournies par chacune d'elles ainsi que d'éviter la sélection de pixels non brûlés susceptibles de prêter à confusion en raison du choix des seuils SIBA ou de l'hétérogénéité des couvertures terrestres.

Deuxièmement, à caractériser les surfaces incendiées dans la forêt du Rif marocain et en utilisant les données satellitaires de Landsat-8 et Sentinel-2. Ainsi, nous allons :

- Localisation, mesure et cartographie des feux survenus au Rif du Maroc au mois d'août 2016 ;
- Caractérisation spectrale de la végétation brûlée ;
- L'utilisation des indices spectraux et de la classification supervisée par la méthode Spectral Angle Mapper (SAM) pour cartographier les feux à différentes sévérités ;
- L'étude de la relation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques.

Ce manuscrit prend la forme d'une thèse sur article, il a été organisé en 4 chapitres.

Le premier chapitre contient une revue de littérature sur les feux de forêt du Maroc et sur les méthodes de télédétection appliquée aux feux de forêt surtout en poste incendie. Le deuxième chapitre est une présentation de la zone d'étude soit situation géographique et climatique que des forêts dans la zone d'étude que les feux de forêt dans le RIF.

Le troisième chapitre s'intéresse à la cartographie des forêts brûlées au RIF au Maroc en été 2016 à l'aide des données MODIS, en appliquant un nouveau algorithme rassemblant deux méthodes la multi temporelle et la mono temporelle avec des seuils sur divers indices spectraux, ce travail a donné issue à un article (ZIDANE, LHISSOU, BOULLI, & MABROUKI, 2019).

Le quatrième chapitre, on utilise une image post incendie issue de deux capteurs optiques le OLI et MSI, sur lesquels on applique des indices spectraux pour cartographier les zones brûlées, et la méthode SAM pour cartographier la sévérité, une corrélation est faite entre les différents résultats. Un article est soumis à l'issue de ce travail (I. ZIDANE et al 2019).

CHAPITRE 1.

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Introduction

Le Maroc possède une superficie importante et diversifiée de forêts, qui est devenue très vulnérable avec la pression anthropique que par les changements climatiques. Dans une première partie de ce chapitre ; Une présentation de la forêt marocaine et de l'évolution des incendies subits par cette dernière ainsi que les mesures prises en compte par les autorités afin de limiter les pertes des forêts par les feux, la deuxième partie elle présente une bibliographie des méthodes faites pour la cartographie des zones brûlées et de classification de la sévérité des feux.

1.2 Feux de forêt au Maroc

1.2.1 La forêt au Maroc

La situation géographique du Maroc, entre la mer méditerranéenne au Nord, l'océan Atlantique à l'Ouest et le Sahara au Sud, ainsi que les chaînes montagneuses qui jalonnent le pays, le Maroc renferme une grande diversité bioécologique et recèle une richesse floristique exceptionnelle (Blérot and Mhirit, 1999).

Un éventail très large de types de bioclimats est présent au Maroc surtout avec des moyennes annuelles de précipitations comprises entre 30 mm dans les zones sahariennes et plus de 2.000 mm dans le Rif Centro-occidental. Tous les bioclimats (perhumide, humide, subhumide, semi-aride, aride et saharien) et toutes les variantes bioclimatiques (chaude, tempérée, fraîche, froide, très froide, extrêmement froide) y sont représentés. Le territoire marocain est soumis à des conditions climatiques sévères puisque la majeure partie de son territoire se caractérise par l'aridité (Aafi A., 2003c).

Sur le plan occupation et statut foncier des terres, les formations forestières (Tableau 1), pré-forestières et alfatières sont en majorité domaniales et s'étendent sur une superficie supérieure à 9 millions d'hectare, soit un taux de couverture de 12.7% du territoire national (HCEFLCD, 2005).

Tableau 1 : Pourcentage formation forestière dans le Maroc. Source : MCEF(2002) ; Ellatifi, 2005

Espèce / Formation forestière	Superficie (ha)	Pourcentage du total
A. Formations naturelles		
A.1 Forêts		
A.1.1 Résineux		
Cèdre de l'Atlas	133 604	
Thuya de Berbérie	565 720	
Genévriers	243 248	
Pins	82 090	
Sapin	3 174	
Autres résineux	7 504	
<i>Sous-total Résineux naturels</i>	<i>1 035 340</i>	<i>11,4</i>
A. 1.2 Feuillus		
Chêne vert	1 414 528	
Arganier	871 210	
Chêne liège	376 701	
Chêne zène	9 091	
Acacias sahariens	1 011 000	
Autres feuillus	103 661	
Sous-total Feuillus naturels	3 786 191	41,7
Sous-total Forêts naturelles	4 821 531	53,1
A.2 Matorral	407 405	4,5
A.3 Nappes alfatières	3 318 259	36,6
<i>Sous-total Formations naturelles</i>	<i>8 547 195</i>	<i>94,2</i>

B. Forêts artificielles (Reboisement)		
B.1 Résineux	201 400	
B.2 Feuillus	328 600	
<i>Sous-total Forêts artificielles</i>	<i>530 000</i>	<i>5,8</i>
TOTAL Domaine forestier	9 077 195	100

Les formations forestières boisées couvrent une superficie de 5.814.000 ha et sont constituées de 63 % d’essences feuillues (chêne vert, chêne-liège, arganier et acacias sahariens) et de 20 % d’essences résineuses (cèdre, thuya, genévrier, pin, cyprès de l’Atlas et sapin). Le reste de la superficie, soit 17%, est occupée par des formations basses (matorrals et essences secondaires) résultant souvent de la dégradation des forêts. (Figure 2).

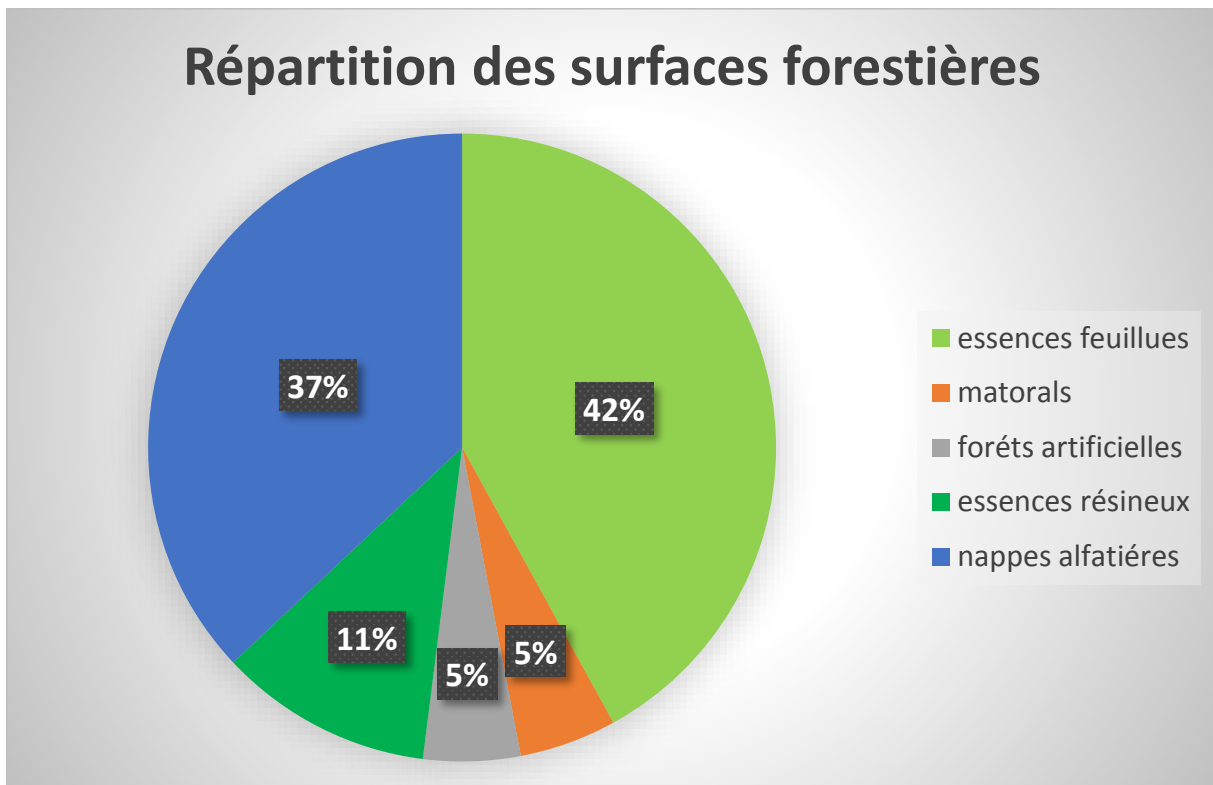


Figure 2 : Répartition des surfaces forestières (HCEFLCD, 2005)

La Cédraie occupe les zones montagneuses du Moyen Atlas et du Rif, les Chênaies occupent les plaines et piémonts de montagnes, tandis que la seule Sapinière du Maroc trouve refuge au Talasemtane dans les altitudes du Rif occidental près de Chefchaouen. Au centre-ouest, l’Arganier occupe des zones semi-arides et arides du Haut Atlas occidental et de l’Anti Atlas.

Plus au Sud, les Acacias constituent des climats pré-steppiques et pré-forestiers, dans les zones à bioclimat aride et saharien (Figure 3).

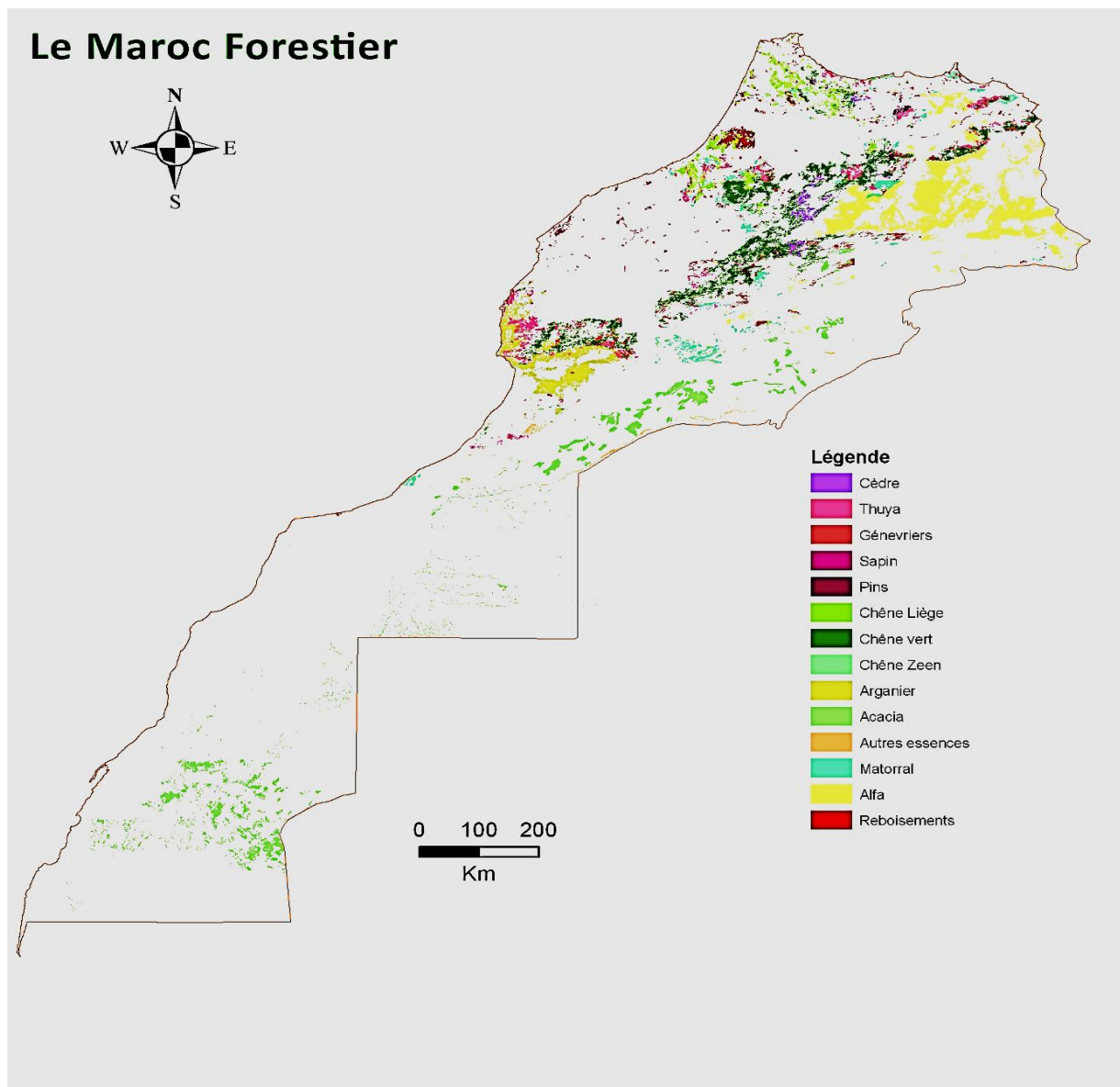


Figure 3 : Carte du Maroc forestier (HCEFLCD, 2005)

1.2.2 Vulnérabilité de forêts marocaines

Les écosystèmes forestiers au Maroc, sont le résultat d'interactions entre les activités humaines, la dynamique de la végétation et l'influence des perturbations naturelles (vent, feu, dépérissements...).

Ces écosystèmes sont soumis à des formes d'exploitation multiples à l'origine d'intérêts conflictuels et d'enjeux, écologiques, fonciers, socioéconomique, dont la manifestation se traduit par la dégradation des peuplements forestiers, l'érosion et la désertification, la mise en

péril de la diversité biologique et la réduction en superficie des espaces générateurs d'emplois et de ressources de vie pour les populations rurales riveraines de la forêt. (O. Mhirit and M. Et-Tobi, 2009)

Les principales causes directes ou défis que la forêt marocaine y est confrontée (M.A.T.E.U.H, 2002) sont :

- La pression anthropique, aggravée par la croissance démographique qui se traduit par le défrichement, le surpâturage, l'approvisionnement en bois-énergie et l'écimage des arbres ;
- La fragilité des écosystèmes (interaction climat - sol, dépérissement : maladies, parasites, ravageurs) ;
- L'application de techniques de sylviculture inappropriées ;
- Les incendies de forêt : Durant la période 1963-1997, les incendies provoqués par diverses causes, d'origine essentiellement anthropique, ont endommagé une superficie moyenne de 3.000 ha/an. Les superficies moyennes incendiées présentent une nette tendance à la hausse (3.732 ha/an pour la période 1990- 1997), en particulier, dans la région rifaine (Aafi A., 2003c; Anon, 2001b) ;
- Le braconnage et l'extermination de la faune sauvage ;
- Le non-respect de la réglementation et de la législation forestière ;
- L'urbanisation et les infrastructures.

1.2.3 Les incendies de forêts au Maroc

L'analyse des données disponibles sur les incendies de forêt au Maroc au cours de la période 1960-2015 a permis de signaler un total de 15 985 foyers d'incendie (Figure 4) et une superficie totale endommagée (mais non perdue) de 169 772 ha, soit en moyenne 285 incendies par an pour une superficie moyenne annuelle de 3 032 ha touchés, avec un maximum de 11 000 ha en 1983 et 8 660 ha en 2004. Le minimum absolu est enregistré en 2002 avec 593 ha. (HCEFLCD, 2015)

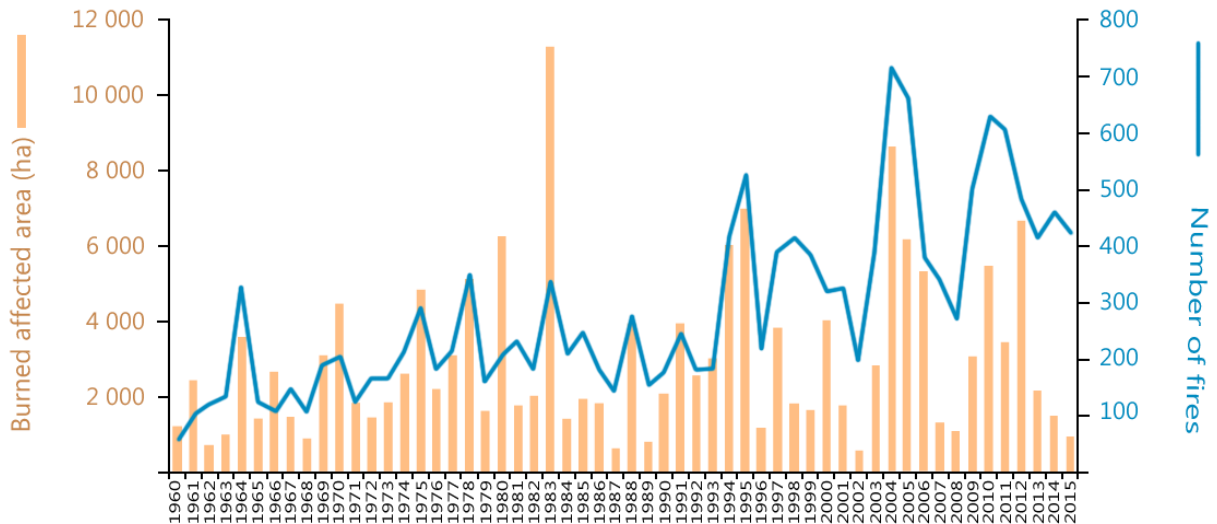


Figure 4 : Nombre et superficie des incendies depuis 1960 à 2015 (HCEFLCD, 2015)

Il convient également de noter que, globalement et depuis 1960, la tendance du nombre d'incendies et de la superficie affectée par les feux de forêt n'a jamais cessé d'augmenter. En effet, l'augmentation du nombre d'incendies a été continue, passant d'une moyenne de 242 entre 1990-1994 à 451 au cours de la dernière décennie (2004-2015).

La période de 1960 à 1974 représente la partie où le nombre d'incendies et la superficie brûlée sont les plus faibles (154 incendies et 2 073 ha) comparativement aux moyennes pour la période de 1975 à 2014 (331 incendies et 3 442 ha). Nous constatons que la superficie affectée par incendie, qui a atteint la valeur de 7 ha sur la période 2005-2015, a diminué de 41 % par rapport à la moyenne nationale enregistrée depuis 1960, qui est de 12 ha par incendie.

Au cours de la dernière décennie, les années 2004, 2005, 2010, 2011, 2012 et 2014 ont été exceptionnelles, tant par le nombre d'incendies de forêt déclarés que par les zones touchées. En effet, ce sont principalement les provinces du Rif et du Pré-Rif qui ont été les plus touchées en raison de la forte sensibilité au feu des formations de pins, de chêne-liège et d'arbustes et de la forte pression sur les terres résultant de l'utilisation du feu comme pratique de nettoyage pour la culture.

1.2.4 Gestion des feux de forêt au Maroc

Le Maroc accorde aux catastrophes naturelles et plus précisément les feux de forêt une place primordiale dans la gestion de celle-ci, afin de conserver et de préserver son patrimoine forestier. Pour faire face à ce risque récurrent, le Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification, en partenariat avec l'ensemble des intervenants concernés

(notamment la Protection Civile, la Gendarmerie Royale, les Forces Armées Royales, les Forces Auxiliaires, les Autorités Locales, le Ministère de l'Équipement et du Transport, l'Office Nationale des Aéroports). Il adopte une stratégie préventive pour la lutte contre les incendies de forêts, qui repose sur le cycle de gestion de feux de forêts représenté dans la Figure 5.

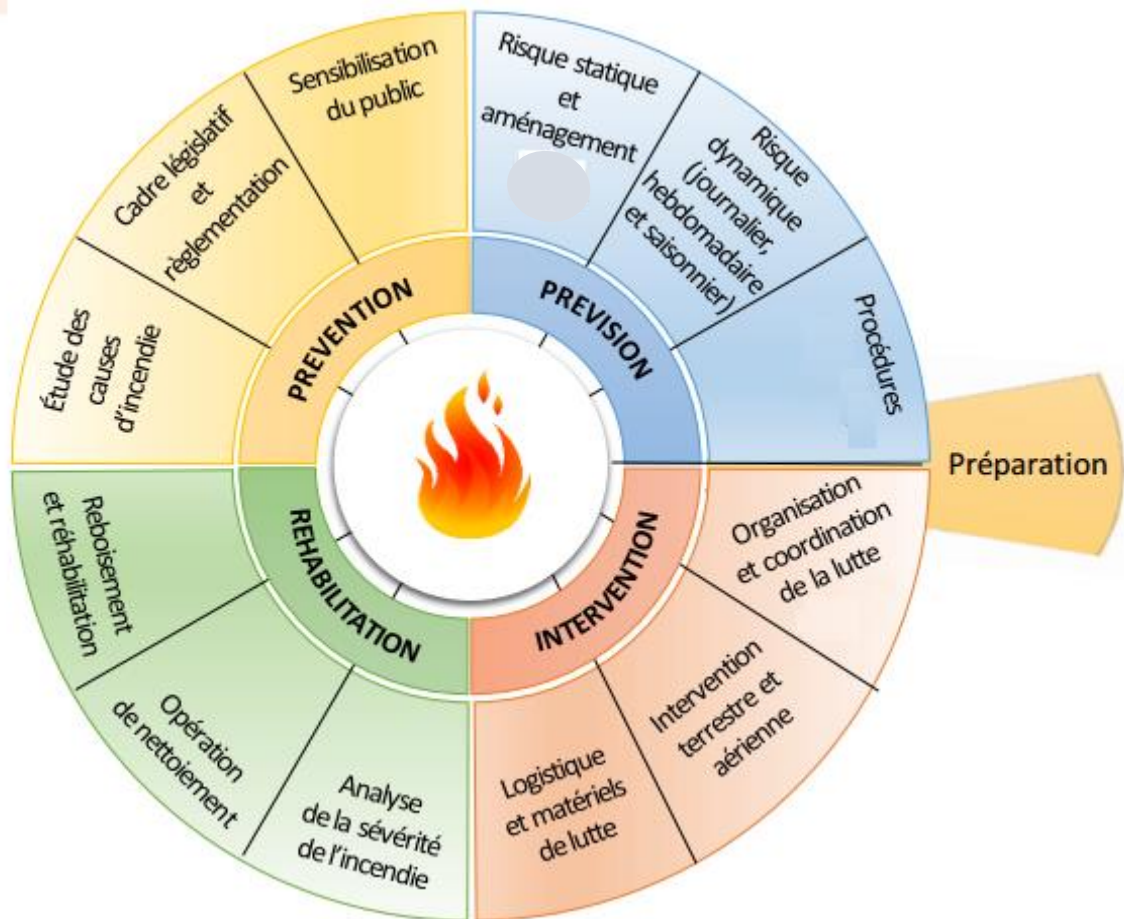


Figure 5 : Cycle de gestion de feu (HCEFLD 2016)

A. La prévention

La prévention englobe toutes les actions de mise en place d'une politique globale d'aménagement et d'entretien de l'espace rural et forestier.

- La sensibilisation du grand public : diffusion de spots de sensibilisation sur les chaînes des télévisions et d'annonces à la radio, conférences de vulgarisation au niveau des douars, des souks...;
- L'interdiction des activités forestières qui font usage du feu en forêt (en saison estivale) ;

- L'intervention auprès du Ministère de l'Équipement et du Transport, de l'ONCF et de l'ONE pour l'entretien et le débroussaillage des accotements des routes, des voies ferrées et des emprises de lignes de haute tension traversant les massifs forestiers ;
- le lancement d'opérations sylvicoles et d'entretien des plantations ;
- le renforcement des infrastructures et des équipements en milieu forestier tels que : voies d'accès, points d'eau, pistes forestières, tranchées pare-feu.

B. L'analyse des risques

Elle comprend les actions permettant la prédiction des feux de forêt afin de déclencher instantanément le processus d'alerte et de première intervention pour combattre tout départ de feu avant qu'il prenne de l'ampleur et aussi pour en limiter l'extension. Car dès que le feu devient violent, il devient difficile de le combattre et ceci exige l'engagement de moyens plus lourds. L'objectif de l'analyse des risques d'incendies de forêt est de servir en tant qu'outil d'aide à la décision en vue de permettre :

- la définition de priorités en matière d'investissement, notamment pour ce qui concerne les infrastructures, les équipements et les opérations d'aménagement anti-feu en milieu forestier, peut être appuyée par une cartographie des risques « structurels » (détermination des secteurs à risque). Les cartes de risques dynamiques, mises en ligne dans une application web (www.sysfeu.com) et actualisées deux fois par jour, énoncent les sites à haut risque d'éclosion et de propagation des feux, auxquels des priorités leurs en sont réservées en matière de déclenchement d'alertes et de pré-positionnement des moyens d'intervention des départements impliqués (HCEFLCD, PC, GR et les FRA) ;
- le renforcement du dispositif de surveillance, la mobilisation préventive et le pré-positionnement des moyens d'intervention, destinés à favoriser la détection précoce et l'intervention rapide sur les feux naissants (ex : postes vigies, patrouilles, guetteurs), peut être appuyé par une cartographie des risques.

C. La préparation

Cette phase englobe aussi bien les activités propres au HCEFLCD que celles réalisées dans un cadre partenarial avec l'ensemble des acteurs concernés par la prévention et la lutte contre les incendies de forêt :

- en interne : contrat programme, vérification des équipements (matériel roulant, petit matériel de lutte, habillement du personnel de lutte, moyens de communication et de positionnement, matériels de campement, produit retardant) et des infrastructures DFCI ;
- avec les partenaires : communication et sensibilisation, débroussaillage et nettoyage (bandes de sécurité des infrastructures publiques et privées situées à proximité ou dans les forêts), coordination au niveau des wilayas et des provinces, finalisation et mise en place du dispositif de prévention et de lutte avec les partenaires.

D. La lutte

Il s'agit de toutes les actions visant la limitation de la progression du feu englobant les dispositions prises pour se doter du matériel nécessaire pour rendre les équipes de lutte opérationnelle et aussi l'ensemble des procédures mises en place pour partager et définir les rôles et l'ordre de marche de l'ensemble des intervenants (Figure 6).

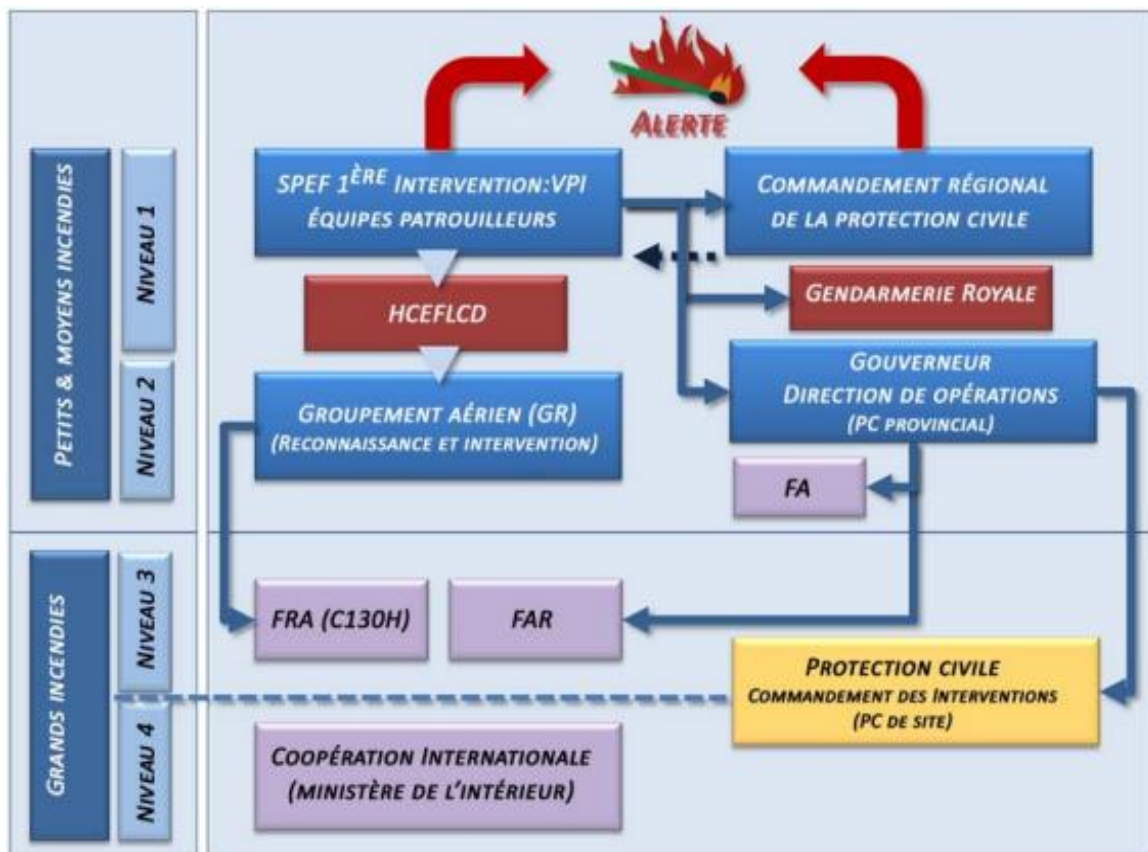


Figure 6 : Schéma de la procédure opérationnelle d'intervention contre les feux de forêt (HCEFLCD,2007.)

E. La réhabilitation

La réhabilitation des zones brûlées consiste en une série d'actions et à réaliser sur le court et sur le long terme en fonction de l'analyse de la sévérité de l'incendie et aussi en fonction du diagnostic post-incendie basé sur des critères indicateurs de la survie ou de la mort différée de l'arbre.

Juste après le passage du feu, des actions sont envisagées pour pallier les risques nés de l'incendie, il s'agit principalement de la mise en place d'action visant à protéger le sol de l'érosion et la mise en défens de la surface brûlée. À plus long terme, en fonction des conditions naturelles et socio-économiques, la reconstitution du peuplement forestier s'appuiera :

- Soit sur la régénération naturelle (par rejets de souches, drageons ou semis) ;
- Soit sur la régénération artificielle (par plantation de plants élevés en pépinières).

1.3 Télédétection et feux de forêt

1.3.1 Introduction

Les techniques de télédétection pour la prévention, l'évaluation et la surveillance des incendies de forêt se développent depuis le milieu des années 1980 (Lentile* et al., 2006). Ces techniques ont été utilisées pour traiter trois différentes phases temporelles des effets du feu : les conditions avant l'incendie, les caractéristiques du feu actif et les réactions de l'écosystème après l'incendie (French et al., 2008; Lentile* et al., 2006; Seidl et al., 2011; Veraverbeke et al., 2010).

Cette partie s'intéresse surtout à l'après feu (les caractéristiques environnementales d'un site après un incendie), les récentes méthodes et données de télédétection qui ont été utilisées dans la documentation pour cartographier les zones brûlées et la sévérité du feu.

La cartographie des zones brûlées comprend la mesure des effets post-incendie en termes de dimension/zone ; zone touchée par l'incendie ou étendue spatiale de l'effet de l'incendie.

La cartographie de la sévérité du feu ou cartographie du degré de changement environnemental causé directement par l'incendie évalué immédiatement après un incendie (évaluation initiale) ; Il s'agit de l'évaluation de la gravité à court terme.

L'utilisation de la télédétection pour la cartographie des zones brûlées a une longue histoire dans la région méditerranéenne. Pereira et ses collaborateurs (1999) ont décrit en détail la

caractérisation spectrale des zones brûlées et la discrimination de leur classification par rapport aux images satellitaires.

1.3.2 Caractérisation spectrale de la réponse du feu de forêt

En général, les méthodes de télédétection reposent sur l'établissement d'une relation ou d'une corrélation entre les variations à la surface de la Terre et les variations spectrales observées à partir de capteurs à distance (Campbell and Wynne, 2011; Flasse et al., 2004). Dans le cas de la cartographie des zones brûlées, les changements physiques dûs au feu, comme la perte de végétation, la carbonisation de la surface et l'élévation relative de la température (Flasse et al., 2004) peuvent être liés aux changements spectraux observés qui permettent de distinguer les zones brûlées de celles qui ne le sont pas (Pereira et al., 1999). Un certain nombre d'études ont documenté les réponses spectrales caractéristiques au feu dans les différentes régions (visible, proche infrarouge, infrarouge moyen et thermique) du spectre électromagnétique, ce qui a permis l'application d'un large éventail de techniques de mesure et d'analyse pour cartographier les zones brûlées.

Plusieurs auteurs indiquent que la gamme spectrale visible n'est pas très efficace pour distinguer les brûlures (García and Caselles, 1991; Koutsias, N and Karteris, M, 1996; Pereira et al., 1999; Pereira and Setzer, 1993; Ponzoni, F.J et al., 1998; Roy and Landmann, 2005; S. Tanaka et al., 1983). Quelques raisons à cela sont suggérées par Pereira (1999), à savoir :

- ✚ Comme les brûlis récents, plusieurs types courants de couverture terrestre, notamment les plans d'eau, les terres humides, les forêts denses de conifères et de nombreux types de sol, sont assez sombres dans le visible. Ces similitudes réduisent la possibilité d'utiliser la gamme visible pour distinguer les brûlures ;
- ✚ La gamme dynamique disponible avec les satellites d'observation de la Terre pour distinguer entre ces différents types de surfaces, qui sont tous sombres dans le visible, est étroite ;
- ✚ la radiance de trajectoire, une composante importante de l'effet atmosphérique, prédomine dans la gamme visible surtout sur les surfaces sombres et provoque une perte de contraste entre les différents types de couverture terrestre.

Le proche infrarouge est la région spectrale où le signal des cicatrices d'incendie récentes est le plus fort, de plus il est généralement considéré comme la meilleure région spectrale pour la détection et la cartographie des zones brûlées (Frederiksen et al., 1990; Hall et al., 1980; Koutsias, N and Karteris, M, 1996; Langaas and Kane, 1991; Lentile* et al., 2006; Pereira et

al., 1999; Ponzoni, F.J et al., 1998). Surtout lorsque les charges de combustible avant incendie sont importantes et la combustion produit de grandes quantités de charbon de bois qui se déposent sur le sol. Comme la végétation verte est très réfléchissante dans le proche infrarouge, le brûlage provoque généralement une diminution moins importante de la réflectance.

La région spectrale de l'infrarouge moyen a été identifiée plus récemment par quelques auteurs, la plupart travaillant sur les écosystèmes tempérés, comme étant prometteuse pour la détection des brûlures, puisque l'augmentation de luminosité induite par le feu est plus importante que dans le domaine visible (García and Caselles, 1991; Koutsias, N and Karteris, M, 1996; Pereira et al., 1999; Trigg and Flasse, 2001). Pereira (1999) a constaté que l'augmentation de la réflectance sur les surfaces brûlées est plus élevée dans le MIR que dans l'espace visible, et donc considéré comme l'espace bispectral NIR /MIR plus approprié pour la discrimination et la cartographie des zones brûlées que l'espace visible NIR classique utilisé en télédétection de la végétation.

Divers capteurs ont été utilisés pour analyser les surfaces brûlées dans l'infrarouge thermique, à savoir le Landsat TM, l'AVHRR et l'ASTER, et tous les auteurs rapportent l'augmentation prévue de la température sur les surfaces brûlées par rapport à la situation avant le feu. Cependant, certains auteurs considèrent que les différences de température sont trop faibles pour permettre une détection fiable des brûlures (Pereira and Setzer, 1993), tandis que d'autres mentionnent que le signal thermique différentiel disparaît rapidement dès que la couverture végétale commence à se régénérer (García and Caselles, 1991).

1.3.3 Cartographie des zones brûlées et données satellitaires

La cartographie des zones brûlées est l'une des utilisations les plus courantes de la télédétection et est très bien documentée au niveau local, régional et mondial.

A l'échelle locale dans les régions boréales, des capteurs de haute à moyenne résolution, tels que Landsat Thematic Mapper et Enhance Thematic Mapper Plus (Landsat TM/ETM+) et des images radar ont été utilisées pour cartographier les zones brûlées. D'autre part, les données satellitaires moyennes à grossières ont été couramment utilisées pour les analyses régionales et mondiales des zones brûlées, y compris les régions boréales. Les images du radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), par exemple, ont été principalement utilisées comme données pour évaluer les effets des incendies dans les années 1990 et au début des années 2000. Le spectromètre imageur à résolution modérée (MODIS) et le Système pour l'observation de la végétation de la Terre

(SPOT VEGETATION) ont été largement utilisés plus récemment pour détecter les feux actifs et cartographier les cicatrices brûlées en raison de leur résolution temporelle et spectrale élevée et la disponibilité des données depuis respectivement 2000 et 1998. Une sélection de capteurs utilisés dans des études antérieures est listée dans le tableau 2.

Tableau 2 : Spécifications de quelques satellites utilisés pour la cartographie des zones brûlées

Satellite	Capteur	Date de lancement	Résolution temporelle	Résolution spatiale	Bandes spectrales	Références
SPOT	HRV	1986-présent	26 days	2.5–20 m	VIS–MIR (0.55–1.66)	-
Landsat	MSS, TM, ETM+, 8	1972–présent	16 days	15–120 m	VIS–MIR (0.44–2.2 ; TIR (10.9, 12)	http://earthexplorer.usgs.gov
Terra	ASTER	2000–présent	16 days	15–90 m	VIS–MIR (0.56–2.34); TIR (8.3,–11.3)	http://asterweb.jpl.nasa.gov
Terra and Aqua	MODIS	2000–présent	Daily	250 m, 500 m, 1 km	VIS–MIR (19 bands) ; TIR (17 bands)	http://modis.gsfc.nasa.gov
NOAA	AVHRR	1978–présent	Daily	1.1 km, 4 km, 5 km, 8 km	(0.63–3.74) ; TIR (11,12) VIS–MIR	http://www.nsof.cass.noaa.gov
SPOT	SPOT VEGETATION	1998–présent	Daily	1.15 km	VIS–MIR (0.55–1.62)	http://www.spot-vegetation.com

Au cours des dernières années, la communauté internationale a mis à la disposition plusieurs produits de surface brûlée (BA) à l'échelle mondiale (tableau 3). Les premiers rejets ont été le Global Burned Area 2000-GBA2000 (Tansey et al., 2004) et GLOBSCAR (Simon et al., 2004), tous deux provenant de capteurs européens, suivis du Globcarbon (Plummer et al., 2006), du L3JRC (Tansey et al., 2008), et plus récemment du Copernicus Land Burned Area. Le premier produit NASA BA était basé sur les capteurs MODIS : MCD45A1 (Roy et al., 2008) et plus récemment le MODIS MCD64, qui est maintenant le produit standard de la NASA BA (la dernière version publiée est la collection 6: (Giglio et al., 2018)). A partir de la version

précédente de ce produit (c5), la composante brûlée de la Base de données mondiale sur les émissions d'incendie -GFED a été livrée (Giglio et al., 2010). Dans le cadre de l'Initiative sur le changement climatique de l'Agence spatiale européenne (ESA), plusieurs produits BA mondiaux ont récemment été publiés : FireCCI31 et FireCCI41, basées sur le capteur MERIS (Alonso-Canas and Chuvieco, 2015), et FireCCI50, basées sur MODIS 250 m de réflexion rouge et proche infrarouge (Chuvieco et al., 2018).

Tableau 3 : Produits dérivés issus de divers capteurs pour la cartographie des zones brûlées

Produits dérivés	Capteurs	Date lancé	de	Résolution temporelle	Résolution spatial	Références
MODIS burned area product	MODIS (MCD45A1, MCD64A1)	2000–présent		Monthly	500 m	http://modis-fire.umd.edu
GFED -	MODIS 500, TRIM/VIRS, ATSR	1995 – présent	to	Daily, monthly, annual		http://www.falw.vu/~gwerf/GFED
L3JRC	SPOT VEGETATION -	2000–2007		Daily	1 km	http://bioval.jrc.ec.europa.eu
GLOBCARBON	SPOT VEGETATION, ATSR-2, AATSR	1998–2007		Monthly	1 km	http://dup.esrin.esa.int/prjs/prjs43.php
GEOLAND-2 -	SPOT VEGETATION	1999–présent		10 days	1 km	http://www.geoland2.eu
GBS -	NOAA-AVHRR GAC	1982–1999		Weekly	8 km	http://bioval.jrc.ec.europa.eu

1.3.4 Méthodes de cartographie des zones brûlées et sévérité

Les méthodes utilisées en télédétection pour cartographier les zones brûlées sont habituellement classées en fonction du nombre d'images utilisées dans les analyses (Koutsias et al., 1999; Quintano et al., 2011), trois approches se résument comme suit :

- ✚ L'approche par une image où une image après l'incendie est utilisée. Techniques supervisées telles que classification par objet (Gitas et al., 2004), arbres de classification

et de régression (CART) (Cassidy, 2007), les supports vecteur machines et les réseaux de neurones (Cao and Li, 2009), ou des techniques non supervisées comme le regroupement (Laris, 2005), ont surtout été appliquées.

- ✚ Les méthodes bi temporelles où l'on utilise à la fois une image pré- et post-incendie et où la détection est basée sur le changement temporel de la signature spectrale de la zone brûlée par rapport à son état non brûlé. Seuillage de données d'indice spectral différenciées, telles que le rapport de combustion normalisé (NBR) (Key and Benson, 1999), sert principalement à distinguer les zones brûlées des zones non brûlées (Koutsias et al., 1999). d'autre méthode comme seuillage d'images, les composantes principales et les analyses de mélanges spectraux (Hudak and Wessman, 1998; Lentile et al., 2007; Loboda et al., 2007).
- ✚ Approches multi temporelles ou séries chronologiques, où plus de deux images sont utilisées pour les analyses (Quintano et al., 2006). Dans cette catégorie, les réseaux neuronaux supervisés (Al-Rawi et al., 2001; Gómez and Martín, 2011) et les modèles physiques tels que le modèle de réflectance bidirectionnelle (Roy et al., 2002) ont été appliqués, l'analyse des composants principaux (Koutsias et al., 2009).

1.3.4.1 Méthodes utilisées pour les zones brûlées

La plupart des études ont utilisé une classification supervisée, dans laquelle le classificateur est formé d'un ensemble de zones brûlées de référence afin de permettre d'identifier le reste des cicatrices brûlées sur l'image. Une classification supervisée et non supervisée appliquée par (Chuvieco and Congalton, 1989) et (Castellana et al., 2007) a donné de meilleurs résultats que chacune des méthodes de classification indépendamment. (Caetano MS et al., 1994) ont utilisé l'analyse de mélange spectral sur Landsat TM avec des résultats positifs qui ont éliminé certains des problèmes associés aux effets topographiques. (Koutsias, N and Karteris, M, 1996) ont appliqué la régression logistique ainsi que la saturation de l'intensité et de la teinte (HIS) pour obtenir une haute précision de classification de la cartographie locale des zones brûlées en Grèce. Souvent, la classification n'est pas appliquée sur les bandes d'images originales mais sur une série d'indices de végétation qui sont dérivés de la combinaison algébrique des bandes spectrales. Ces indices sont liés aux caractéristiques physiques et physiologiques des plantes et aident à distinguer la végétation saine de la végétation stressée et brûlée dans les zones brûlées. (San Miguel-Ayanz et al., 1999) ont proposé l'utilisation du Burned Index (BI) pour la cartographie des zones brûlées sur les images MSU-SK et IRS WiFS de RESURS. Chuvieco et ses collaborateurs (2002) ont présenté un nouvel indice appelé BAI (Burnt Area Index), qui

permet d'améliorer la cartographie des zones brûlées par rapport à d'autres indices largement utilisés dont NDVI, GEMI et SAVI. De plus, Pereira (1999) a effectué une analyse comparative des indices de végétation calculés à partir d'une seule image pour la détection et la cartographie des zones brûlées.

❖ L'imagerie d'un jour

L'imagerie d'un jour est couramment utilisée pour la détection des incendies et la cartographie des zones brûlées (Li et al., 2000). Parmi les diverses méthodes utilisant l'imagerie sur une seule journée, les indices de végétation (VI) ont démontré d'excellents avantages pour améliorer les écarts entre les pixels brûlés et non brûlés parce que le VI est fortement lié à la condition de la végétation (Veraverbeke et al., 2011). De nombreuses études réalisées ont été basées sur : l'indice de végétation différentiel normalisé (NDVI), l'indice de surveillance de l'environnement global GEMI (Pinty and Verstraete, 1992), l'indice de végétation amélioré EVI (Huete et al., 2002), l'indice de différence d'eau normalisé NDWI (Gao, 1996), l'indice de surface brûlée BAI (E. Chuvieco et al., 2002; Musyimi et al., 2017), le taux de combustion normalisé NBR (Escuin et al., 2008) et Indice de surface brûlée adapté aux bandes MODIS BAIM (Gómez Nieto and Martín, 2007) qui a été conçu à partir du BAI pour être utilisé avec la bande SWIR des données MODIS. Grâce à leur simplicité conceptuelle et leur efficacité informatique. Cependant, comme les images à date unique comprennent souvent des nuages, des ombres de nuages et d'autres nuages atmosphériques, il est souvent difficile d'établir le seuil et de faire la distinction entre les perturbations de la zone brûlée et des caractéristiques spectralement similaires du terrain (Veraverbeke et al., 2011).

❖ L'imagerie de deux jours

Les méthodes disponibles pour la détection des changements comprennent des approches supervisées et non supervisées ou comparent habituellement les données pré- et post-incendie et détectent les changements spectraux. Les zones touchées par l'incendie sont déterminées à l'aide de critères ou de seuils préétablis par l'analyse des différences entre deux ou plusieurs données temporelles sur des variables sensibles. Roy et ses collaborateurs (2002, 2005, 2008) ont proposé des algorithmes fondés sur la détection des changements pour la cartographie des zones affectées par le feu et ont comparé la réflectance d'un modèle de réflectance bidirectionnelle avec la réflectance de surface observée pour localiser les zones brûlées en utilisant des changements spectraux. De plus, ces algorithmes ont été implémentés avec les produits opérationnels MODIS MCD45. Les limites des feux de forêt ont été soustraites en comparant l'image composite de l'indice de végétation à différence normalisée à la fin de l'été

(NDVI) (Kriegler et al., 1969) avec une scène du début de l'été. De nombreuses méthodes sont fondées sur l'analyse de la variation d'indices de végétation entre les images avant-feu et après-feu, acquises par le même satellite afin de tester l'efficacité des indices en fonction des bandes spectrales des différents satellites IRS WiFS (Paulo M. Barbosa et al., 2002), Landsat TM (C. Conese and E. Checcacci, 2006).

1.3.4.2 Méthodes utilisées pour cartographier la sévérité du feu

La sévérité du feu est une mesure de la quantité de changement de la végétation par la combustion (Keeley, 2009). La sévérité du feu a été définie aussi par la proportion de feuillage brûlé par le feu de la majorité des arbres d'un niveau supérieur dans une aire d'échantillonnage minimale définie. (Edwards et al., 2013).

(Lentile et al., 2007) ont résumé que les mesures sur le terrain des effets post-incendie comprennent une évaluation des changements dans la couleur du sol, de l'infiltration et de l'hydrophobicité du sol et des changements dans la couverture végétale qui peuvent être des indicateurs cohérents et quantifiables dans les données de télédétection. (Ryan and Noste, 1985) ont élaboré un tableau (Tableau 4) qui comprenait l'impact sur la végétation et le sol reflétant le degré de matière organique consommée qui, dans la plupart des études, a été simplifié en catégories de la sévérité des incendies.

Tableau 4 : Catégories de la sévérité de feu selon (Ryan and Noste, 1985)

<i>Sévérité de feu</i>	<i>Description</i>
Non brûlée	Parties de la plante vertes et inaltérées, pas d'effet direct de la chaleur
Roussi	Non brûlé, mais les plantes présentent des pertes foliaires dûes aux radiations de chaleur.
Légèrement brûlée	Aiguilles vertes sur la canopée, bien que les tiges soient roussies. La litière de surface, les mousses et les herbes carbonisées ou consommées. Couche organique du sol largement intacte et peu calcinable jusqu'à quelques mm de profondeur
Feu de surface modéré ou grave	Arbres recouverts d'un couvert végétal tué, mais les aiguilles non consommées Toutes les plantes du sous-étage carbonisées ou consommées Les brindilles mortes à la surface du sol sont consommées et les bûches carbonisées. La couche organique du sol avant l'incendie est largement détruit.
Brûlage profond ou feu de la couronne	Arbres de la canopée tués et aiguilles consommées La litière de surface de toutes tailles et la couche organique du sol sont largement consommées.

La détection du niveau de dommage du feu sur la végétation immédiatement après l'incendie, dite sévérité de l'incendie, est représentée sur la carte à l'intérieur des zones brûlées cartographiées précédemment. Les cartes de gravité des brûlures dépendent davantage d'une solide validation sur le terrain (White et al., 1996).

Afin de quantifier les effets des incendies et d'assurer des estimations cohérentes et comparables de la sévérité du feu dans de vastes régions géographiques, l'utilisation d'un indice commun à mesurer a été récemment proposée (Key and Benson, 2006, 2005b, 2002). Par conséquent, l'indice Composite Burn Index (CBI) a été élaboré par Key et Benson (2002a, 2005). L'approche CBI est plus complète que de nombreux autres systèmes de classification fondés sur des indicateurs uniques de la sévérité des brûlures (Sikkink, 2015).

Dans les grands incendies de forêt, l'évaluation de la sévérité du feu en utilisant uniquement des mesures sur le terrain n'est pas fonctionnelle. L'utilisation des méthodes de télédétection étant nécessaire (De Santis and Chuvieco, 2007; Meng et al., 2017; Wu et al., 2015), différentes méthodes ont été utilisées pour la cartographie de la sévérité du feu en télédétection, parmi elles on trouve : l'analyse spectrale des mélanges (SMA) (Fernández-Manso et al., 2009; Quintano et al., 2017), les modèles de transfert radiatif (RTM) (Chuvieco et al., 2006; De Santis and Chuvieco, 2009) ou les indices spectraux (Chu and Guo, 2014; Fernández-Manso et al., 2016; Wu et al., 2015; Zheng et al., 2016). La détection des changements (à l'aide d'indices spectraux) et la classification supervisée des images sont les méthodes de cartographie les plus courantes. Le tableau 5 suivant rassemble une sélection de ces études en fonction de l'écosystème, le capteur et la méthode utilisée.

Tableau 5 : Principaux travaux faites pour la classification de la sévérité des feux de forêt

Référence	Paramètre mesurée	Ecosystème	Capteur	Méthode utilisée
(E. S. Kasischke et al., 1994)	Téledétection de l'intensité de l'image associée au feu de forêt	Forêt boréal	ERS-1 SAR	Observation des variations de l'intensité de l'image ERS-1 SAR
(D. P. Roy et al., 2006)	Assessing the performance of the normalized Burn ratio	Savane, Forêt boréal et tropical.	Landsat ETM+	Normalized Burn Ratio
(Mitri and Gitas, 2008)	Cartographie sévérité du feu	Forêt méditerranéenne	Ikonos	Classification supervisé
(Sorbel and Allen, 2005)	Cartographie sévérité du feu	Forêt boréal	Landsat TM	CBI-Normalized Burn Rati
(Fernández-García et al., 2018)	Cartographie sévérité du feu	Forêt méditerranéenne	Landsat 8 OLI/TIRS	12 indices spectraux (NBR, dNBR, NDVI, dNDVI,)
(Walz et al., 2007)	Classification sévérité du feu	Région méditerranéenne de l'ouest de l'Australie	MODIS	Classification
(Marino et al., n.d.)	Cartographie sévérité du feu	Foret humide sous tropicale	Landsat-7	Indices spectraux dNBR, RdNBR, RBR and dBAIM
(Bertolette and Spotskey, 2001)	Cartographie sévérité du feu	Matorral Xérique	Landsat 7, SPOT 4	Détection de changement, classification non supervisée, NDVI
(Brewer et al., 2005)	Classification et cartographie de la sévérité du feu	Forêts divers	Landsat TM	Evaluation de six différentes approches utilisant les données Landsat TM multi-temporalle
(Chuvienco et al., 2008; De Santis and Chuvienco, 2009, 2007)	Évaluation initiale de la sévérité du feu à court terme	Ecosystème méditerranéen	Landsat TM, SPOT 5	Utilisation d'un modèle de transfert radiatif, CBI et GeoCBI

L'exactitude de la cartographie de la sévérité du feu en utilisant la classification des images a été affectée (Brumby et al., 2001) :

- Le chevauchement spectral entre les zones faible sévérité et celle faible végétation ou sans végétation telle les sols nus.
- la confusion causée par les ombres obscures des nuages et par les affleurements rocheux qui sont physiquement très semblables aux cendres de la forêt sévèrement brûlée.

1.4 Conclusion

Diverses capteurs ont été utilisés selon la précision souhaitée, aussi diverses méthodes y ont été appliquées chacune a montré son efficacité sur une zone précise afin de cartographier soit les zones brûlées soit les classes de sévérités. La question qui se pose est ce qu'on obtiendra les mêmes résultats dans notre zone d'étude ou auront nous d'autres paramètres à prendre en compte.

CHAPITRE 2.
ZONE D'ÉTUDE

2.1 Introduction

Le Territoire Marocain reste vague et diverse soit en question de superficie qu'ont question de diversité climatique, le choix de délimité la zone d'étude sur le RIF est surtout due à la forte présence des feux de forêts qui sont surtout d'ordre humains et qui touche une diversité forestière importante.

2.2 Situation géographique et climatique

2.2.1 Situation géographique

La zone d'étude est le Nord du Maroc, se distingue par un climat typiquement méditerranéen (Ben Haj et al., 2009).

La chaîne du Rif (en amazigh "Arrif" qui signifie le "rivage, bord") est une chaîne alpine d'une superficie de 30000 km² située dans la région du nord du Maroc, limitée au Nord par environ 500 km² de côté méditerranéen s'étalent du détroit de Gibraltar à la région de Nador et à l'Ouest par l'océan Atlantique. Sa limite sud est prolongée par les basses montagnes et les collines de la nappe pré rifaine et elle s'étend entre 34-36°N de latitude et 2-7°W de longitude (Figure 7).

C'est une chaîne de montagne très contrastée où les paysages forestiers humides à l'Ouest s'opposent aux massifs semi-arides et steppiques de l'Est. Les régions occidentales et centrales sont exposées à la fois aux perturbations océaniques et méditerranéennes et sont donc fortement arrosées (>1500 mm de précipitation par an près de la ville de Ketama), contrairement à la partie orientale qui subit un climat méditerranéen semi-aride et ne reçoit que 200-300 mm/an. Bien que cette chaîne soit considérée actuellement comme active, les terrains géologiques étant principalement composés de roches tendres telles que les argiles, les marnes ou les schistes, elle présente des reliefs arrondis et progressifs où le terme de "badlands" (paysages ruiniformes peu végétalisés et entaillés par de profondes ravines) prend tout son sens. Le Jebel Tidirhine situé sur les unités calcaires est le point culminant du Rif avec une altitude de 2456 m, pour une altitude moyenne de la chaîne inférieure à 1000 m.

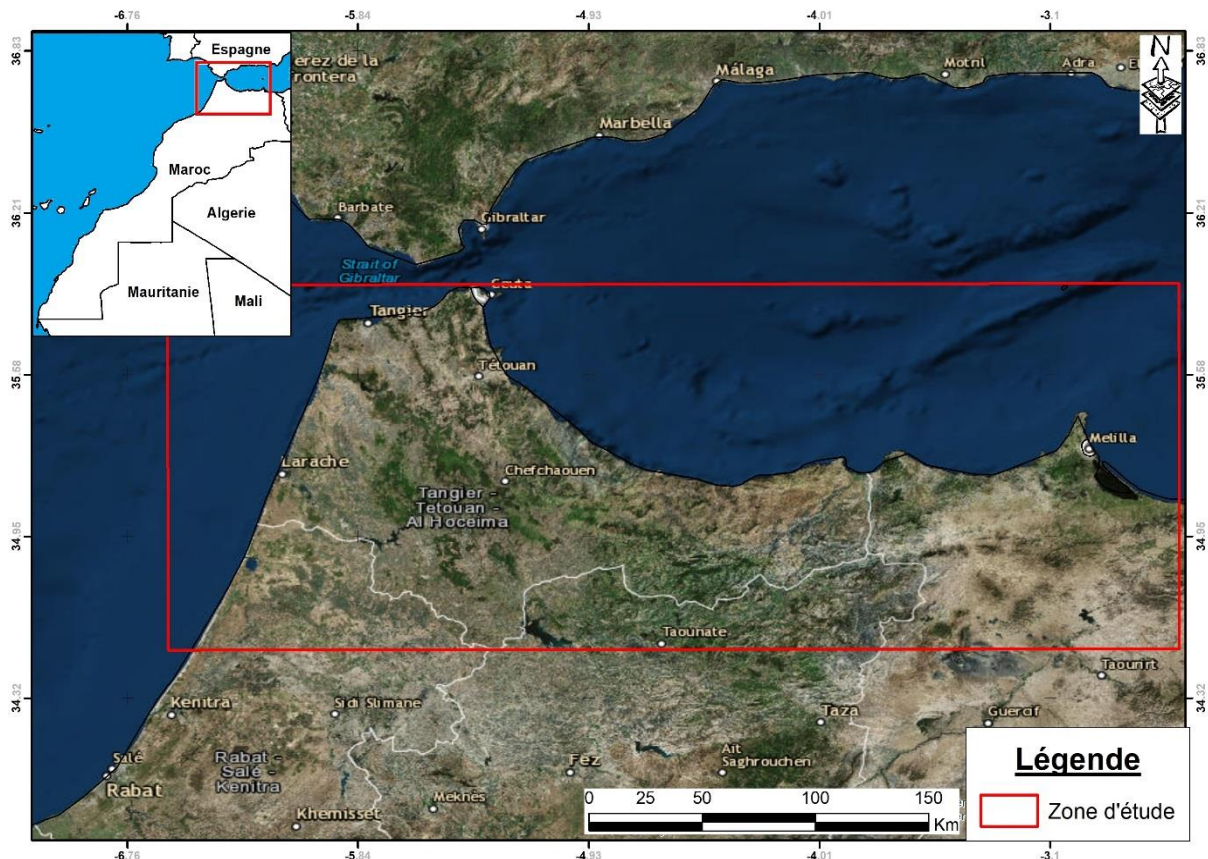


Figure 7 : Vue d'ensemble de la zone d'étude

2.2.2 Situation climatique

Dans ce contexte climatologique, les pluies sont engendrées essentiellement par les perturbations atlantiques (Açores) qui constituent la principale origine des masses d'air humides dans le Rif et moins fréquemment par les perturbations méditerranéennes (liées à l'arrivée de masses d'air froides du Nord), généralement plus humides.

Malgré une bonne pluviométrie (figure 8) et une bonne disponibilité, les ressources superficielles et les ressources souterraines restent inégalement réparties. Cette inégalité peut être expliquée par la différence du cadre climatique entre la partie Est et Ouest de cette zone. L'Ouest se distingue par son climat humide (pluviométrie annuelle >900 mm), alors que l'Est se caractérise par son climat semi-aride (pluviométrie annuelle < 600 mm). Cette disparité est également liée aux particularités physiques de cette zone. Toutefois, l'eau de cette région est loin d'être rare et ses ressources sont suffisantes surtout avec la contribution des montagnes du Rif Central qui constituent un château d'eau naturel (BEN HAJ et al. 2009).

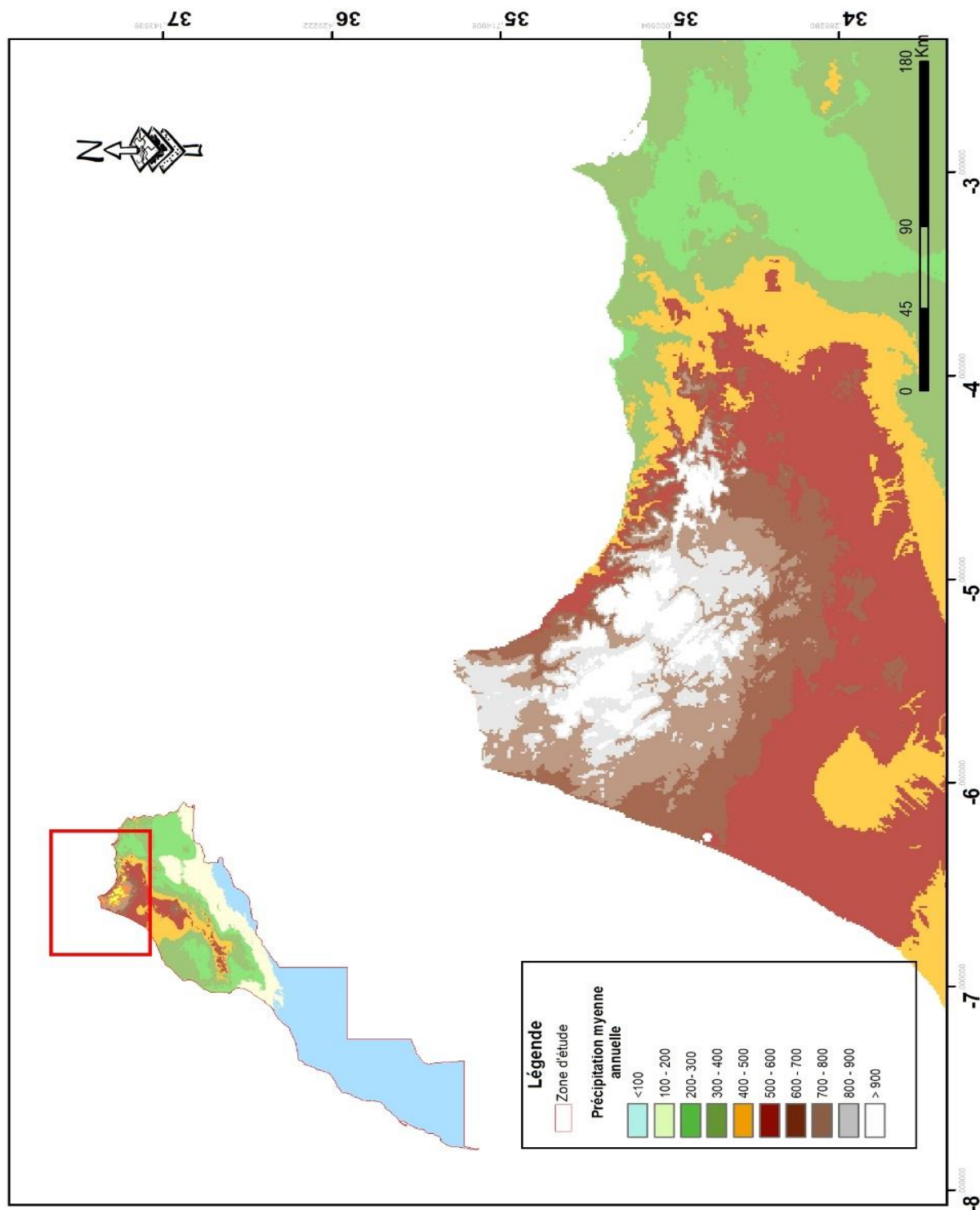


Figure 8 : Précipitation moyenne annuelle dans la zone d'étude

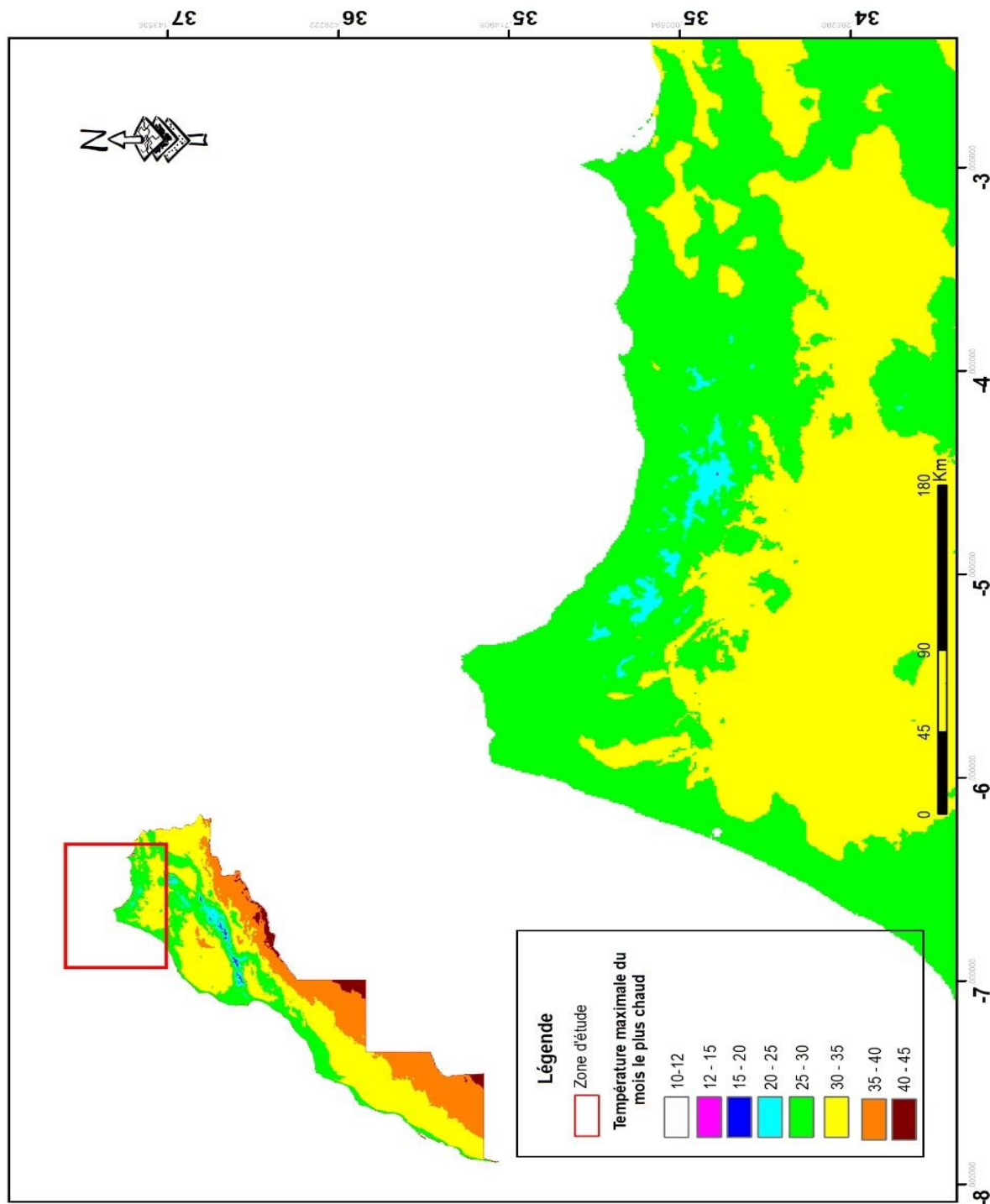


Figure 9 : Température maximale du mois le plus chaud dans la zone d'étude

Durant la saison d'été, la température (figure 9) atteint un maximal surtout dans les hauteurs de la chaîne du Rif du pré rif et la région de l'oriental, la température diminue sur les zones donnant face à la mer. La partie allant d'Issaguen à Chefchaoun reste la zone qui a la température la plus minimal.

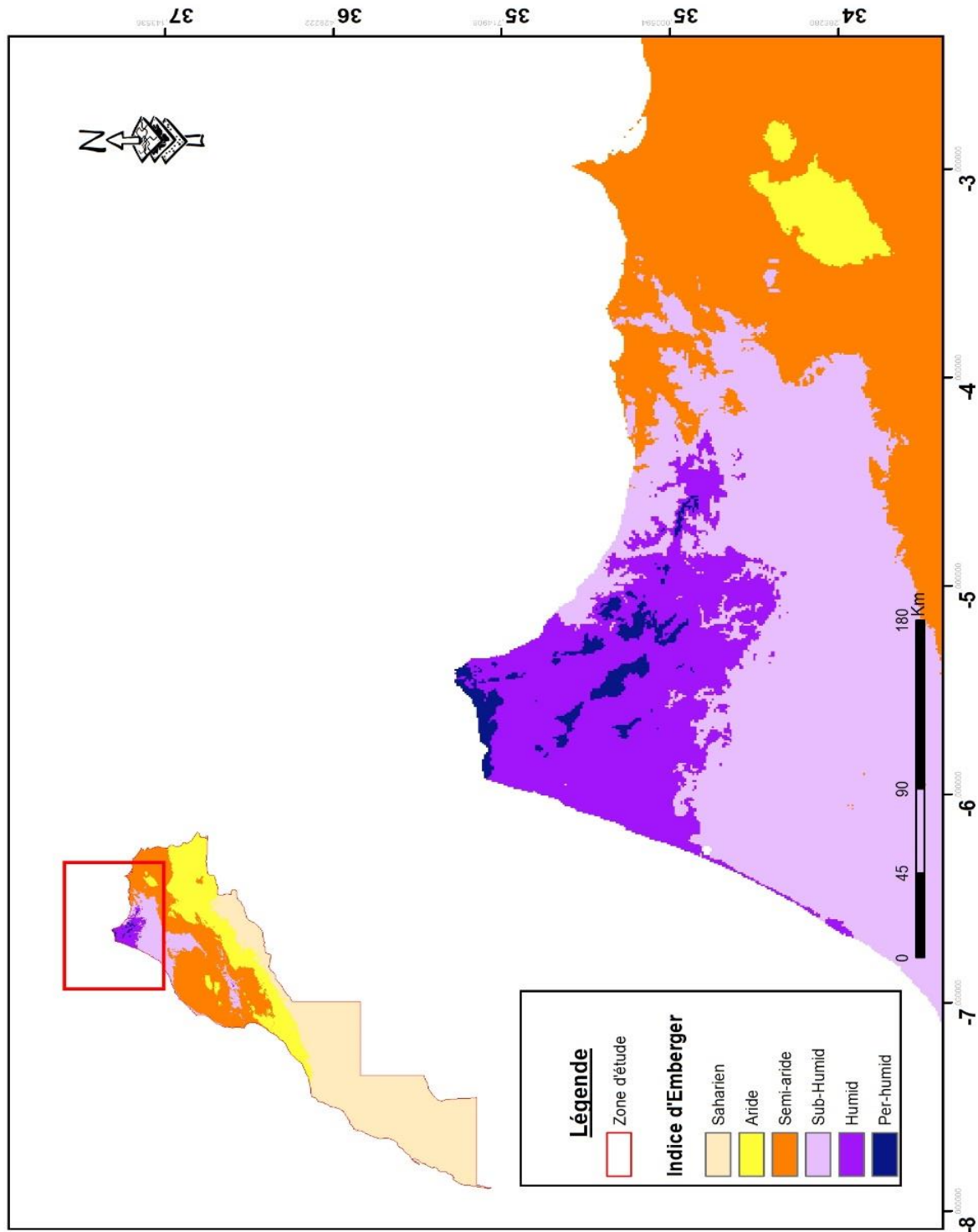
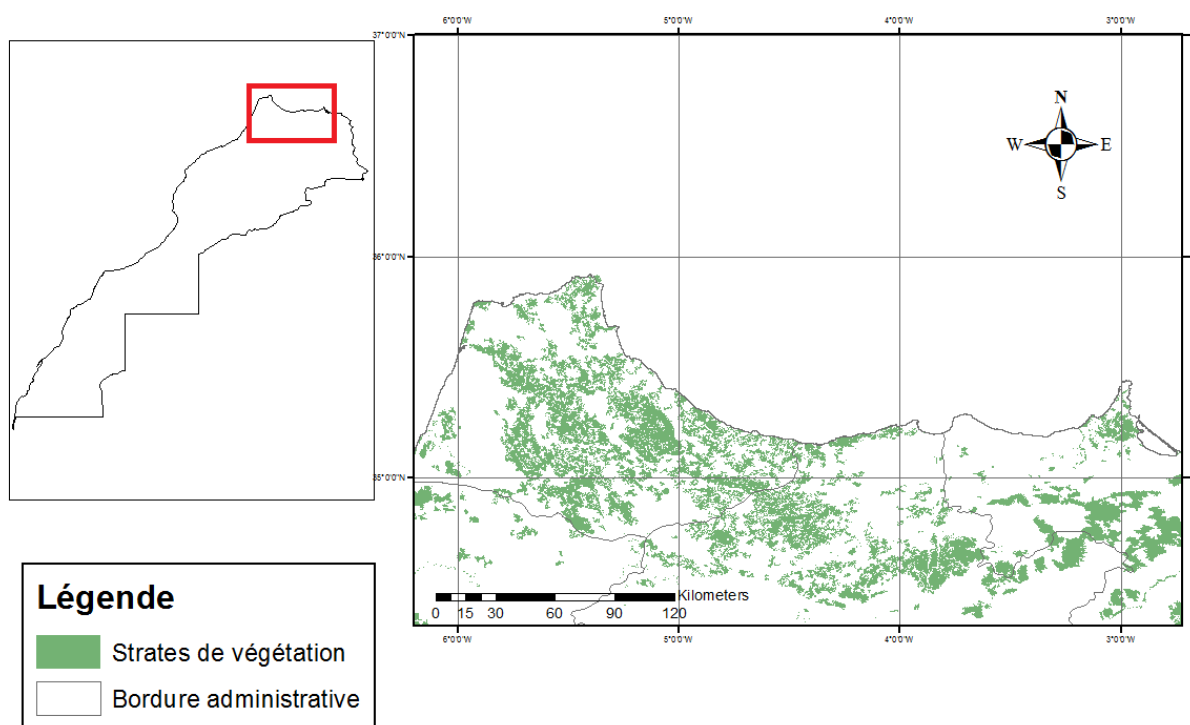


Figure 10 : Indice d'Emberger pour la zone d'étude

On distingue une variété de climat (figure 10) présent dans le nord du Maroc, le per humide présent dans les hauteurs de bab berred, Chefchaoun et Tanger, l'humide dans la région de nord-est et descendant tout au long de la côte atlantique, le climat semi-aride quant à lui est en majorité dans la partie nord-ouest excluant la région de Guercif qui a un climat aride.

2.3 Les forêts dans le RIF

La situation géographique du Rif et son originalité climatique combinée avec la diversité orographique et géologique régionale favorisent une grande richesse écologique (Benabid. A, 1983b). Une végétation forestière (Figure 11) luxuriante présente dans la partie occidentale et centrale de ces montagnes dont le développement est favorisée par l'élévation altitudinale, l'exposition à l'humidité et à la douceur des influences climatiques atlantiques et méditerranéennes.



Coordinate System: GCS WGS 1984
Datum: WGS 1984
Units: Degree

Figure 11 : Strates de Végétations dans notre zone d'étude dans le rif au Maroc(HCEFLCD)

Les principales essences forestières répertoriées dans la région sont : le chêne-liège, le chêne-vert, le pin maritime, le chêne zen et tauzin, le thuya, le pin, le cèdre et le sapin.

2.4 Feux de forêt dans le nord :

De par sa forte densité du couvert forestier dans les régions du nord du Maroc, d'un été sec et la forte pression humaine sur les terres résultant de l'utilisation du feu comme pratique de

nettoyage pour leur culture, la région du Rif au nord du Maroc (Chefchaouen, Tanger, Tétouan, Larache, Ouazzane, ...), constitue la région la plus touchée par les feux de forêt avec une moyenne de 1340 ha (40% des superficies à l'échelle nationale) et un pourcentage de mise à feu de presque 175 incendies/an (43% par rapport à l'échelle nationale). Vient ensuite les régions de l'Oriental avec 55 départs de feu par année, ravageant 445 ha de forêt. (HCEFLD, Nombre moyen annuel d'incendies par province de la période 1997-2015).

Entre 2010 et 2019, il est recensé au niveau de la base de données du système SYSFEU que les deux directions régionales DREFLCD du Rif et de l'Oriental ont été les plus touchées par les incendies (Figure 12).

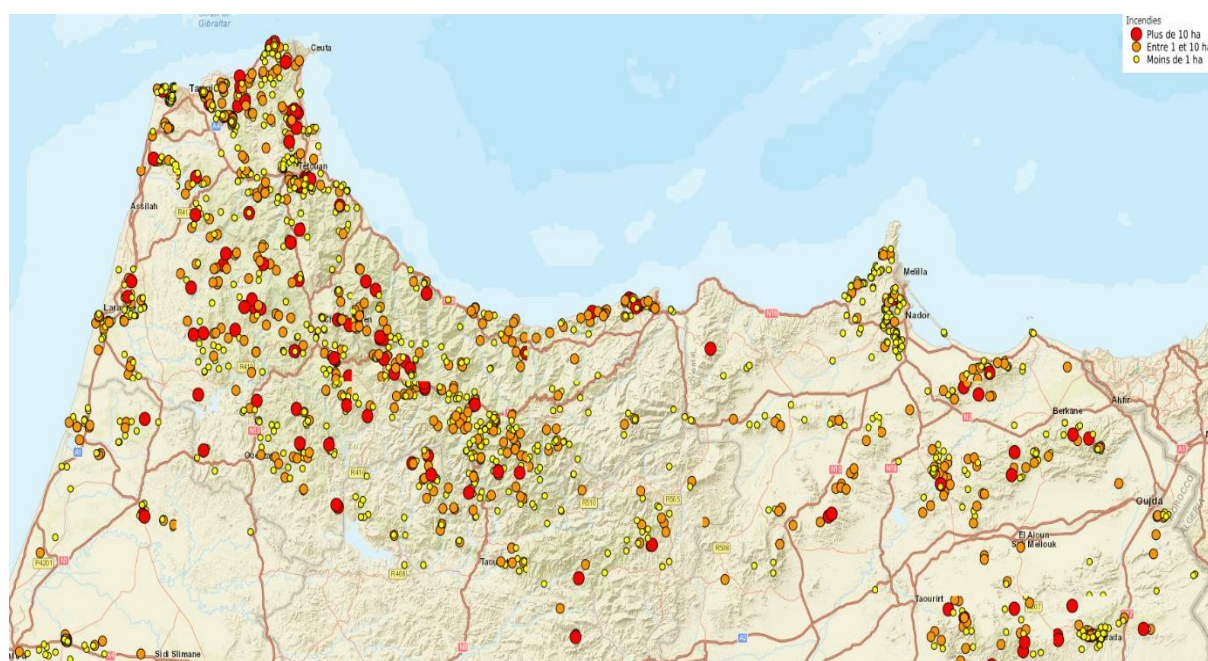


Figure 12 : Taille et répartition des feux de forêt de 2010 à 2019 dans la zone d'étude(HCEFLCD)

La situation des incendies de forêt en 2016 (vu que c'est notre année d'étude) selon la HCEFLD avec un nombre de 422 incendies ayant brûlé une superficie de 2585 ha. La zone du nord du Maroc est toujours la plus touchée par les feux de forêt (Figure 13).

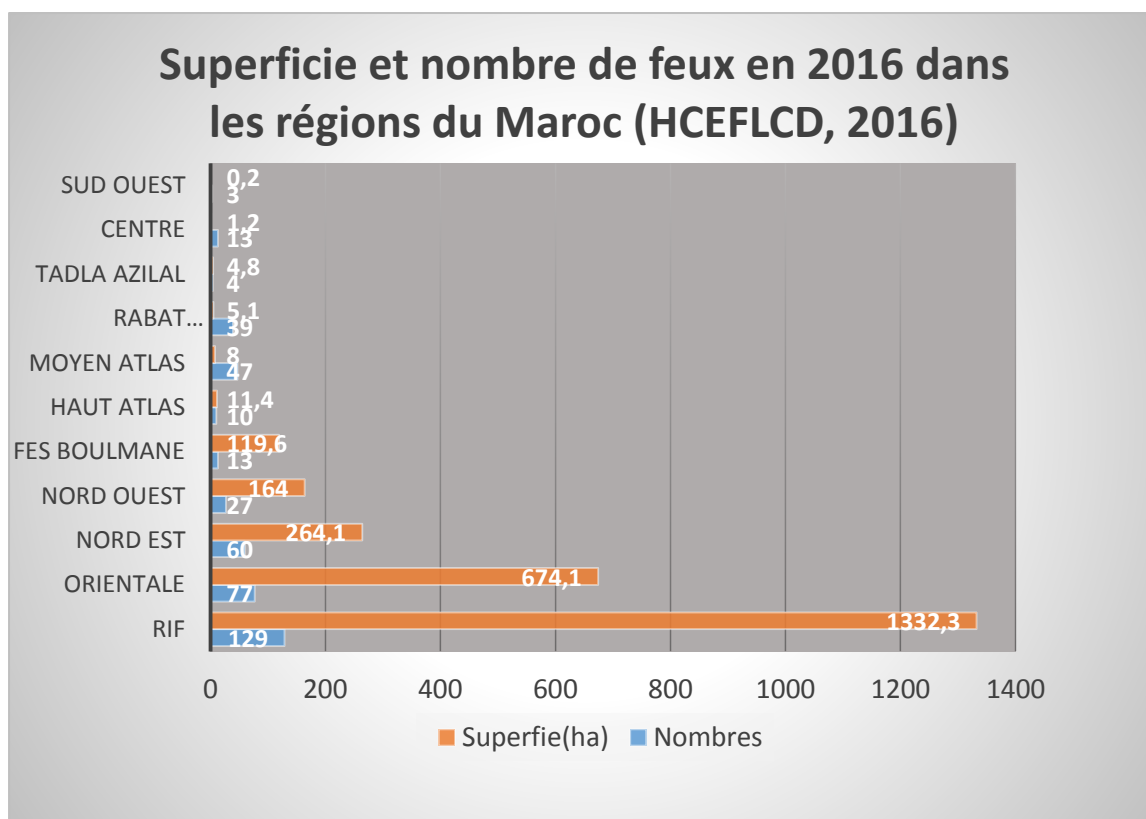


Figure 13 : Superficie et nombre de feux en 2016 dans les régions du Maroc (HCEFLCD, 2016)

La région forestière qui suit à La DREFLCD du Rif a été la plus touchée par les feux de forêt (50% de la superficie totale incendiée à l'échelle nationale) avec 1332 ha brûlés et un nombre de 129 incendies (30 % du nombre total de feu de forêt). Suivie par celle de l'Oriental avec 674 ha brûlés (26%).

Au niveau des provinces, ce sont les DPEFLCD de Nador, Larache et Tétouan qui ont été les plus ravagés par le feu avec respectivement des superficies de 413 ha, 345 ha et 326 ha.

2.5 Conclusion

La couverture forestière dense et diversifié du RIF nécessite une protection supplémentaire vue son étendu sur toute la zone du nord du Maroc.

Ainsi un inventaire précis des superficies brûlées sera un plus pour la direction des eaux et forêts afin de pouvoir la restaurer.

CHAPITRE 3.

*UN ALGORITHME PLUS
PERFORMANT POUR LA
CARTOGRAPHIE DES
ZONES BRULÉES*

3.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous présentons notre méthode de classification des zones brûlées par rapport aux zones saines. Pour ce faire, on a procédé par classification par arbre de décision. Cette technique a été appliquée sur des indices spectraux qui ont fait leur preuve chacun dans son domaine (NDVI, NBR et le BAIM). Nous présentons en premier lieu, les données utilisées satellitaires issues du capteur MODIS et celles issues du terrain. En second lieu, nous détaillons la méthodologie où l'algorithme que nous avons programmé en majorité sous Matlab. Pour valider notre méthodologie une visite terrain a été effectuée. Les résultats sont comparés avec ceux produits par les satellites Terra et Aqua combinés ; le produit MCD64A1 et le MCD45A1 de cartographie des zones brûlées.

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Sources de données

3.2.1.1 Données satellitaires

❖ Données de feu actif (Active fire data (FIRMS))

Le concept 'Fire Information for Resource Management System (FIRMS)' a été développé par l'Université du Maryland, avec le soutien de la NASA et de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) pour fournir des emplacements d'incendie actifs en temps quasi réel aux gestionnaires des ressources naturelles qui se heurtaient à des difficultés pour obtenir rapidement des informations sur les incendies provenant des satellites. FIRMS distribue des données sur le nombre de feu actif en temps quasi-réel après 3 heures qui suit le dépassement des satellites à la fois de MODIS et de VIIRS. Plusieurs méthodes d'acquisition des données issues du FIRMS sont proposées, nous avons choisi une alerte par courrier électronique hebdomadaire (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>). En se basant sur la vérification des données FIRMS et des alertes locales, des campagnes de terrain ont été réalisées pour visiter et documenter les surfaces brûlées au niveau de notre zone d'étude.

❖ **MODIS MOD09A1**

Le produit MOD09A1 fournit la réflectance de surface dans les 7 bandes du capteur MODIS ; Bande 1 (620–670 nm), Bande 2(841–876 nm), Bande 3 (459–479 nm), Bande 4 (545–565 nm), Bande 5 (1230–1250 nm), Bande 6 (1628–1652 nm), et Bande 7 (2105–2155 nm). Ayant une résolution spatial de 500 m. Chaque pixel du produit contient la meilleure observation possible de L2G (niveau 2 quadrillé) en fonction de la couverture d'observation élevée, de l'angle de vue bas, de l'absence de nuages ou d'ombre de nuages et de la charge d'aérosol et cela durant une période de 8 jours (MODIS Surface Reflectance User's Guide) (Annexe1).

❖ **MODIS MCD45A1 (Roy et al. 2005b)**

Le produit MCD45A1 est délivré par la NASA, c'est un produit standard de niveau 3. Il est obtenu à partir d'informations issues des capteurs à bord des satellites Terra et Aqua EOS. Le produit MCD45A1 correspond à des synthèses produites à partir des données journalières de Réflectance de Surface corrigées des effets atmosphériques (MOD09GQK) acquises sur une période de 1 mois. La méthode utilisée est une approche de détection des changements appliquée indépendamment sur chaque pixel sur une période définie (Roy and Landmann, 2005). Chaque pixel de 500 m contient une information sur la présence ou non de surface brûlée et la date approximative du passage du feu pendant le mois analysé (Justice C. O. et al, 2006). Le produit MCD45A1 est utilisé dans cette recherche à titre de comparaison, dans la mesure où il est considéré comme le produit de référence pour le suivi des surfaces brûlées.

❖ **MODIS MCD64A1 (Giglio et al., 2009).**

Les capteurs Terra et Aqua Combinés donne Le MCD64A1 Version 6 zone brûlée est un produit mensuel de 500 m à grille globale de niveau 3 contenant des informations sur la surface brûlée et la qualité par pixel. Il s'agit d'un produit de substitution de zone brûlée basé sur une méthode automatisée utilisant des images MODIS de 500 m et des observations d'incendie actives MODIS de 1 km (Giglio et al., 2009). L'algorithme applique des seuils dynamiques à l'indice de végétation sensible aux brûlures, qui à leur tour sont dérivés des bandes 5 et 7 des canaux infrarouges à longueurs ondes courtes MODIS et d'une mesure de la texture temporelle. Les couches de données comprennent la date de combustion, l'incertitude des données de combustion, l'assurance de la qualité, le premier jour et le dernier jour de détection fiable des changements de l'année. Le produit MCD64A1 est utilisé dans cette étude à des fins de comparaison puisqu'il s'agit du produit de référence pour la surveillance des zones brûlées.

3.2.1.2 Données du terrain

Le but de la visite sur le terrain était d'obtenir des informations sur les surfaces brûlées et les caractéristiques des paysages forestiers, de localiser les pixels brûlés par un GPS de 5 m de précision. En outre, des photos ont été prises comme outils de diagnostic. Une première campagne de terrain de deux jours en mois d'octobre a été réalisée pour la calibration des seuillages des ISSB aboutissant à des cartes des surfaces brûlées. Par la suite, une deuxième campagne de 4 jours en mois de décembre a servi pour la validation des cartes réalisées. Au total, sept feux de forêt ont été visités et localisés (Figure 14 et 15).



Figure 14 : Localisation des zones de feux visités

4. Ouazzane



4. Ouazzane



5. Bab Taza



5. Bab Taza



6. Larache



2. Ikkaoun

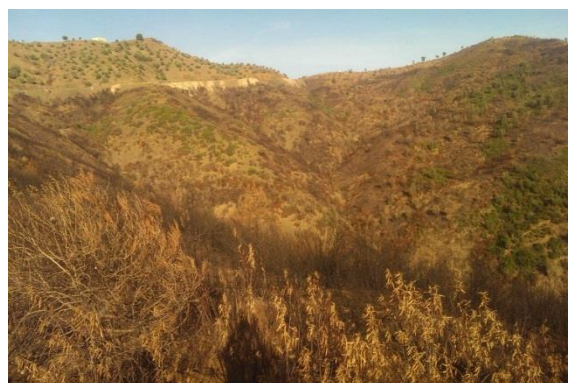


Figure 15 : Photo de quelques feux visités

Le tableau 6 montre les superficies brûlées des sept sites prélevés auprès du HCEFLCD pour évaluer l'exactitude des résultats.

Tableau 6 : Superficie des zones brûlées étudiées par le HCEFLCD

Feux de forêt	HCEFLCD Zones brûlées (ha)	Date d'occurrence du feu
1. Khlalfa	10	03/08/2016
2. Ikkaouen	89	05/08/2016
3. Nador	215	22/07/2016
4. Ouazzane	65	24/08/2016
5. Bab taza	68	10/09/2016
6. Larache	160	11/08/2016
7. Tanger Med	120	04/09/2016

3.2.2 Méthodologie

3.2.2.1 Les étapes de construction de notre algorithme

La méthodologie que nous avons suivie dans ce travail pour construire notre algorithme est illustrée sur l'organigramme de la figure 16. Dans un premier lieu, nous avons obtenu les feux actifs des 4 mois, de juin à septembre par le biais du FIRMS mailing qui nous envoie chaque semaine les feux qui se sont propagés dans la région que nous avons choisie sur la tuile de MODIS dans notre situation, c'est la H17V5. Ensuite, nous avons cerné trois grands feux et nous nous sommes déplacés sur terrain pour valider les données issues de FIRMS. En effet, nous nous sommes basés sur ces trois points pour déterminer les seuils des différents indices BAIM, NBR, dBAIM et dNBR. Concernant le NBR et le BAIM, nous les avons majoré et minoré à la fois pour cerner et n'avoir comme résultat que les grands feux de moyenne à grande sévérité. Les seuils optimaux (Tableau 7) sont déterminés expérimentalement et manuellement en se basant sur les valeurs des pixels des matrices BAIM, NBR, dBAIM et dNBR des 3 feux de la campagne de calibration.

L'algorithme commence par masquer l'eau et les nuages et ne garder que la végétation à l'aide de l'NDVI appliqué à la première image en adoptant une valeur minimale de 0.2, le seuil du NDVI a été choisi en se basant sur la littérature. Ensuite, nous avons réalisé 3 cartes ; la première est issue d'une seule image post-feu en appliquant le NBR et le BAIM, la deuxième est multi temporelle issue du dNBR et dBAIM, et une troisième qui les combine à la fois. Ce qui signifie que les quatre conditions doivent être remplies pour attribuer la classe brûlée à un pixel donné. Enfin, une campagne de validation terrain a été effectuée pour valider notre algorithme ainsi

que nous avons comparé nos résultats avec l'ensemble de quatre images MCD45A1 des quatre mois. L'ensemble de l'algorithme a été développé en utilisant le programme Matlab.

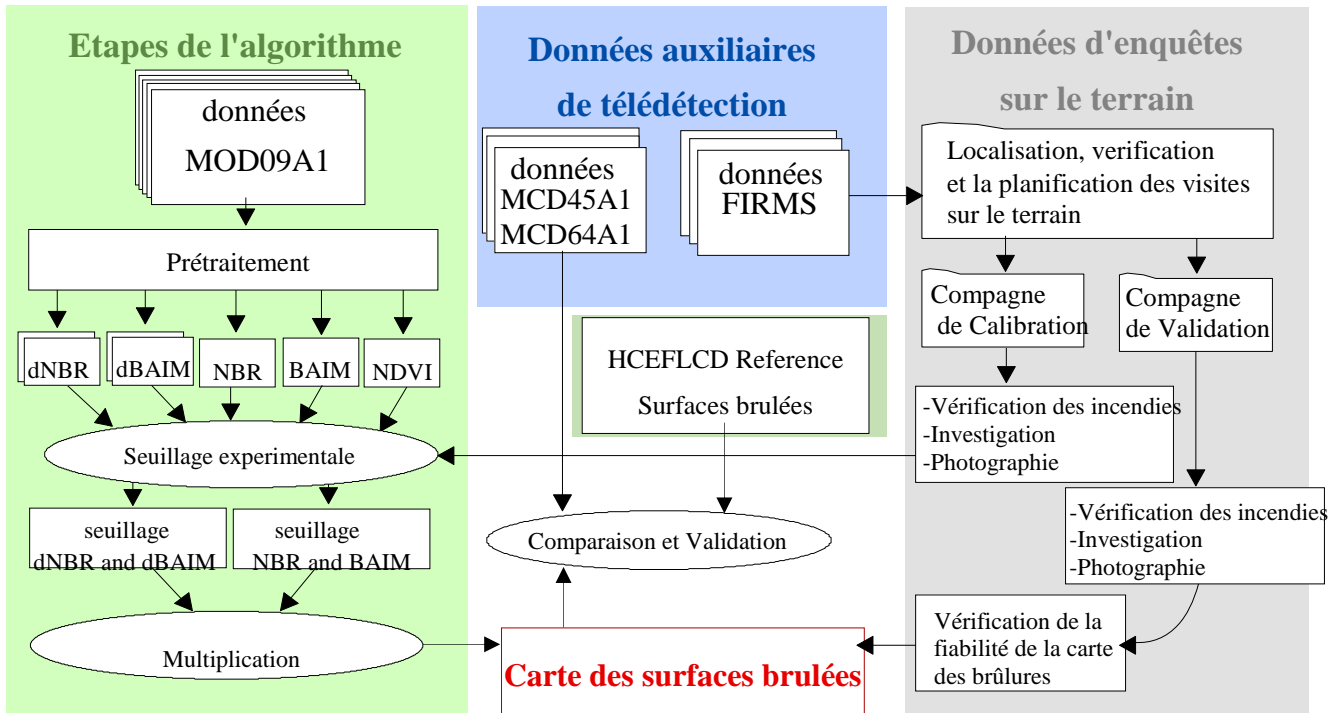


Figure 16 : Organigramme de la méthode globale choisie

Tableau 7 : Seuils optimaux pour déterminer les pixels du noyau de la zone brûlée dans la zone d'étude

Variable	Valeur du seuil
Méthode monotemporelle	
BAIM	>60 & <125
NBR	>-0.17 & <0
Méthode multitemporelle	
dBAIM	>50
dNBR	<-0.2

3.2.2.2 Prétraitement des données satellitaires

Dans ce travail, nous avons utilisé des images composites de 8 jours, chaque pixel de ces images est le meilleur des huit pixels des huit images quotidiennes donc le moins affecté par les nuages et qui possède l'angle zénithal le plus important. Ces images sont directement utilisables

(Vermote and Vermeulen, 1999), et les corrections radiométriques, géométriques et les effets atmosphériques sont déjà faites.

Pour augmenter la qualité des données nous avons utilisées les ensembles de données scientifiques d'évaluation de la qualité du MOD09A1 (QA Science Datasets du MOD09A1) qui sont le 500 m Reflectance Band Quality et le 500 m State Flags, sont chacun un nombre binaire, chaque bit ou groupe binaire offre l'information sur un paramètre donné assigné au pixel. Le 500 m Reflectance Band Quality est codé sur 32 bits, nous l'avons utilisé pour avoir la meilleure qualité de chacune des bandes utilisées et le meilleur MODIS Land Quality Assessment (MODLAND QA) qui indique si le pixel a subi la meilleure correction possible. Le 500 m State Flags quant à lui est codé sur 16 bits nous a été utile pour ne prendre que les pixels qui ne sont pas affectés par les nuages et aussi nous a permis de faire un masque pour ne travailler que sur la terre et éliminer la mer.

3.2.2.3 Calcul d'indices spectraux

Notre méthode s'est basée sur trois indices, déjà pour réduire le temps d'exécution de l'algorithme, il fallait délimiter les zones de végétations. Pour ce faire, nous avons opté pour l'indice de végétation normalisé (NDVI) (Tucker, 1979) qui est sûrement le plus utilisé parmi les indices en télédétection pour sa forte liaison à la biomasse (Carlson and Ripley, 1997), il est calculé en utilisant la réflectance du proche infrarouge et du rouge (Rouse, 1974), selon l'Equation 1 :

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$$

Où

R = la bande spectrale du rouge

NIR = la bande spectrale du Proche-Infrarouge

Après avoir délimité la végétation dans l'image ante-feu, il reste à détecter les zones brûlées en utilisant les ISSB. Parmi les indices qui ont montré leur grand potentiel dans la détection des traces de feu n'est autre que le NBR, aussi il a été utilisé dans les zones méditerranéennes pour la discrimination des zones brûlées et même pour la surveillance de la végétation après le feu (Bastarrika et al., 2011; Boschetti et al., 2010). Le NBR (Key and Benson, 2005b) est un indice qui intègre la bande du proche infrarouge et celle du moyen infrarouge, sa valeur est théoriquement compris entre -1 et +1, il est basé sur le fait que les zones brûlées provoquent une augmentation de la réflectivité dans le moyen infrarouge (SWIR) et diminution dans le proche infrarouge (NIR). Dans ce dernier, la réflectivité diminue en raison de la perte de chlorophylle

tandis que dans le SWIR, la réflectivité augmente à la baisse de l'humidité dans les plantes. Il s'écrit sous la forme de l'Equation 2 :

$$NBR = \frac{SWIR - NIR}{SWIR + NIR} \quad (2)$$

Où

NIR = Bande spectrale du proche infrarouge

SWIR = Bande spectrale du moyen infrarouge

Notre deuxième choix d'indices porte sur le BAIM initialement le BAI(E. Chuvieco et al., 2002) et qui a été adaptée à MODIS par (Gómez Nieto and Martín, 2007), ce dernier a été formulé pour mettre l'accent sur les zones brûlées et a montré sa performance par rapport aux autres ISSB surtout dans la région méditerranéenne et c'est aussi l'une des paramètres qui a stimulé notre choix, vu que notre étude s'intéresse à un pays méditerranéen en l'occurrence le Maroc. BAIM est défini par l'Equation 3 :

$$BAIM = \frac{1}{(\rho_{NIR} - \rho_{nir})^2 + (\rho_{SWIR} - \rho_{SWIR})^2} \quad (3)$$

Où

ρ_{NIR} : NIR réflectance of convergence point

ρ_{nir} : NIR réflectance

ρ_{SWIR} : SWIR réflectance of convergence point

ρ_{SWIR} : SWIR réflectance

Le point de convergence définit les caractéristiques radiatives de l'élément qui est souligné, dans ce cas, le charbon de bois des zones récemment brûlées, dans les bandes proche et moyen infrarouge. La définition du point de convergence a été basée sur l'analyse des zones brûlées identifiées dans les séries multitemporelles d'images NOAA-AVHRR. L'indice a été calculé comme étant la distance euclidienne inverse des valeurs spectrales à partir de ce point de convergence (Gómez Nieto and Martín, 2007).

D'après l'analyse des valeurs spectrales dans les bandes 2 et 7 (NIR et SWIR), les valeurs de convergence ont été fixées à 0,04 (NIR) et 0,2 (SWIR). Ces valeurs ne sont pas nécessairement associées aux zones les plus gravement brûlées, parce que l'objectif de l'indice est de maximiser la distance spectrale entre les surfaces et autres couvertures terrestres qui sont spectralement similaires à la zone brûlée, comme l'eau.

Notre choix pour la méthode multi temporelle reste toujours sur les mêmes ISSB que la méthode mono temporelle (NBR et BAIM). Ainsi, nous avons calculé le dNBR qui est surtout utilisé pour la classification des degrés de sévérité du feu (Key and Benson, 1999).

L'expression dNBR qui n'est que la différence du NBR entre deux dates avant le feu et après le feu qui se calcule en utilisant l'Equation 4 et dont la valeur est théoriquement comprise entre -2 et +2.

$$dNBR = NBR_{\text{prefire}} - NBR_{\text{postfire}} \quad (4)$$

En outre, le dBAIM représente la différence entre la valeur du BAIM ante-feu et du BAIM post-feu selon l'Equation 5.

$$dBAIM = BAIM_{\text{prefire}} - BAIM_{\text{postfire}} \quad (5)$$

De ce fait, l'algorithme final BAA(Burn Area Algorithm) peut être simplifié par l'Equation 6 :

$$BAA = (BAIM_{\text{Tresholded}} \text{ AND } NBR_{\text{Tresholded}}) .X (dBAIM_{\text{Tresholded}} \text{ AND } dNBR_{\text{Tresholded}}) \quad (6)$$

La première étape nous avons obtenu deux matrices, l'une issue de la méthode monotemporelle ($BAIM_{\text{Tresholded}} \text{ AND } NBR_{\text{Tresholded}}$) et l'autre de la méthode multitemporelle ($dBAIM_{\text{Tresholded}} \text{ AND } dNBR_{\text{Tresholded}}$) c'est deux matrices sont binaire la valeur du pixel est soit de 1 ou 0. C'est ainsi que nous avons effectué des opérations entre matrices <<élément par élément>> pour augmenter la certitude de présence de la zone brûlées, si la valeur du pixel est de 1 dans les 2 matrices nous aurons finalement une valeur de 1 dans la matrice final BAA. Pour cela, sur Matlab il faut faire précéder l'opérateur d'un point (.).

3.3 Résultats and discussions

3.3.1 Résultats des indices spectraux à l'aide d'une image post- incendie

Les statistiques des zones brûlées détectées sont données pour la région du Rif à l'extrême nord du Maroc (zone d'étude), le nord du Maroc et l'ensemble de la Tuile. Ce dernier couvre principalement le nord du Maroc et de petites parties du sud de l'Espagne, le sud du Portugal et l'ouest de l'Algérie. Après un seuillage précis des indices NBR et BAIM, nous avons produit la carte des incendies de forêt pendant les quatre mois d'été (Figure 17). Sur la base de la

connaissance préalable de la réalité du terrain et des quatre feux de validation, il y a eu surestimation des incendies, avec 12 511 pixels soit 312 775 ha de végétation brûlée sur

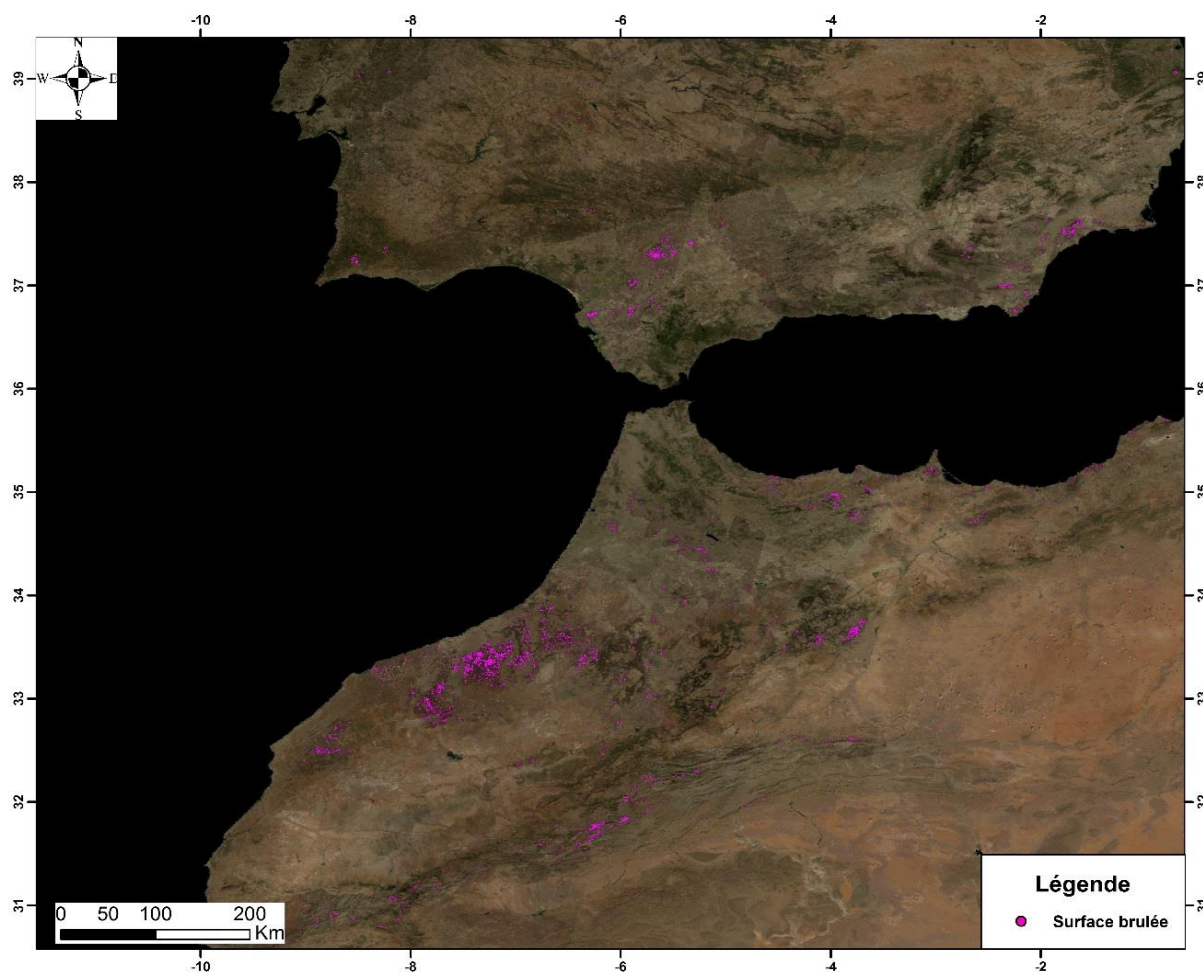


Figure 17 : Image Post incendie NBR AND BAIM

l'ensemble de la tuile, dont 9602 pixels (240,0 50 ha) au nord du Maroc et 1196 pixels (29,90 0 ha) dans la zone à étudier.

Par conséquent, l'utilisation d'une seule image post-incendie entraîne une surestimation des zones brûlées. Cela peut être dû non seulement à la sélection des pixels les plus gravement brûlés dans chaque incendie, mais aussi aux pixels légèrement affectés ou confus causés par la grande diversité des signatures spectrales sur un territoire aussi vaste (Chuvienco et al., 2008). De plus, un pixel est considéré comme entièrement brûlé alors que la surface brûlée est probablement inférieure à la taille d'un pixel (25 ha), ce qui entraîne une surestimation des

surfaces brûlées (Jacquin et al., 2011). Des seuils moins stricts ont réduit les zones non brûlées qui sont discriminées comme surfaces brûlées (erreurs de commission).

3.3.2 Indices spectraux utilisant des images multi temporelles

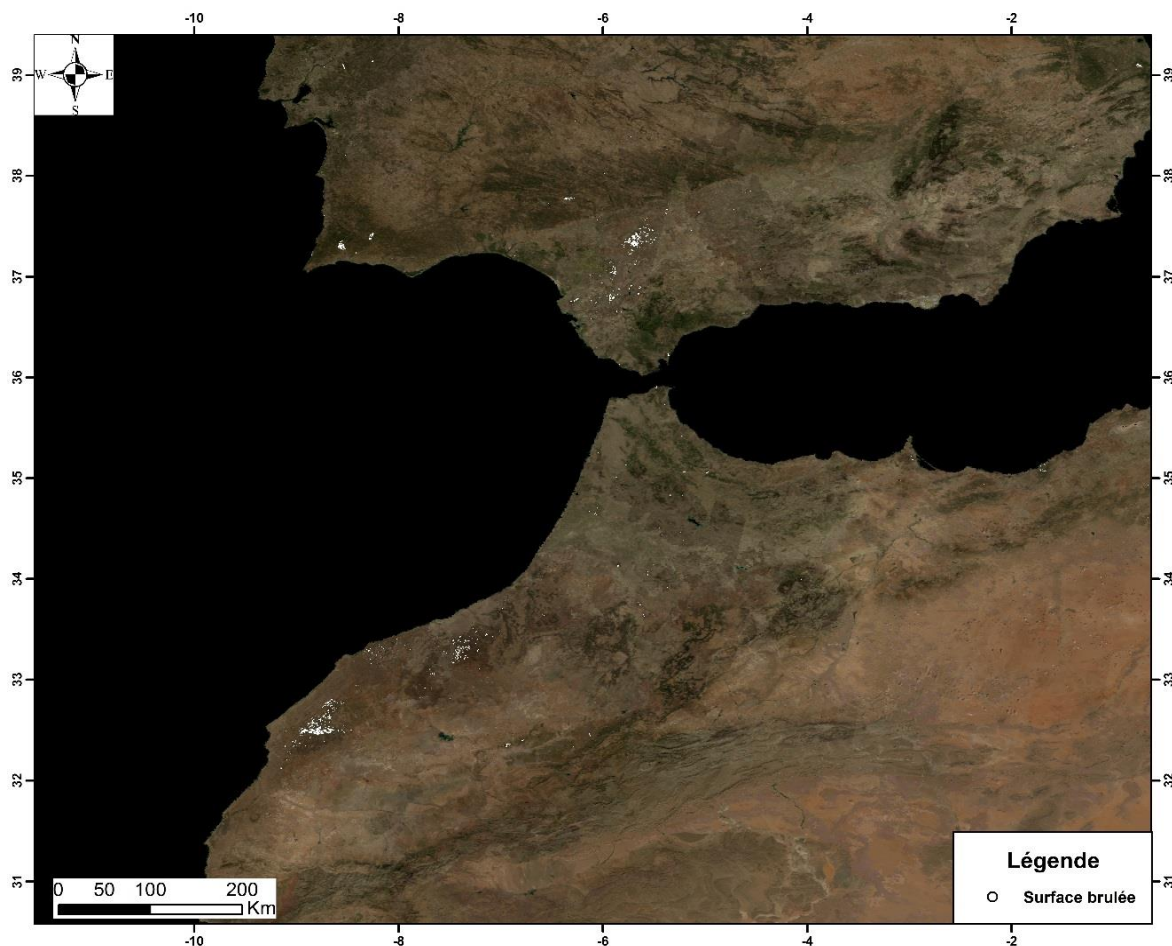


Figure 18 : Image multi temporelle dNBR AND dBAIM

La méthode multi temporelle avec un bon choix de seuils pour dNBR et dBAIM a donné des résultats (Figure 18) plus réalistes avec 3212 pixels (80 300 ha) déclarés comme végétation brûlée dans toute la tuile. 2675 ha de terrains brûlés dans la zone d'étude. Par conséquent, la méthode multi temporelle a réduit les erreurs de commission par rapport à la méthode post-incendie à image unique, réduisant ainsi la surestimation des zones brûlées. Cela peut s'expliquer par le fait que deux images à dates multiples permettent d'éviter les fausses alarmes causées par des mélanges potentiels de la réflectance de l'objet sombre invariant avec les zones brûlées et de se concentrer seulement sur les pixels qui ont subi des changements dans le couvert végétal.

3.3.3 Carte finale avec comparaison avec les produits MCD45A1 et MCD64A1

En comparant la méthode basée sur une seule image post-incendie et celle basée sur les images pré-incendie et post-incendie, les erreurs d'omission sont moins importantes que les erreurs de commission (surestimation), puisque les six incendies de référence sont détectés par les deux méthodes. Pour faire face à la surestimation, nous avons réduit les erreurs de commission et amélioré la certitude de la cartographie en combinant les deux méthodes en un seul algorithme. La synergie entre la méthode de l'image unique post-incendie et la méthode multi temporelle nous a permis de construire un algorithme moins tolérant, réduisant ainsi les erreurs de surestimation. L'algorithme final BAA est basé sur l'association des deux résultats précédents par multiplication des cartes mono temporelles et multi temporelles, ce qui a conduit à une plus grande précision avec 1422 pixels égal à 35.550 ha comme surface brûlée dans la tuile entière. Sur le nord du Maroc, il y a 472 pixels (11 800 ha) de végétation brûlés et avec 47 pixels (1175 ha) dans la zone d'étude (Figure19).

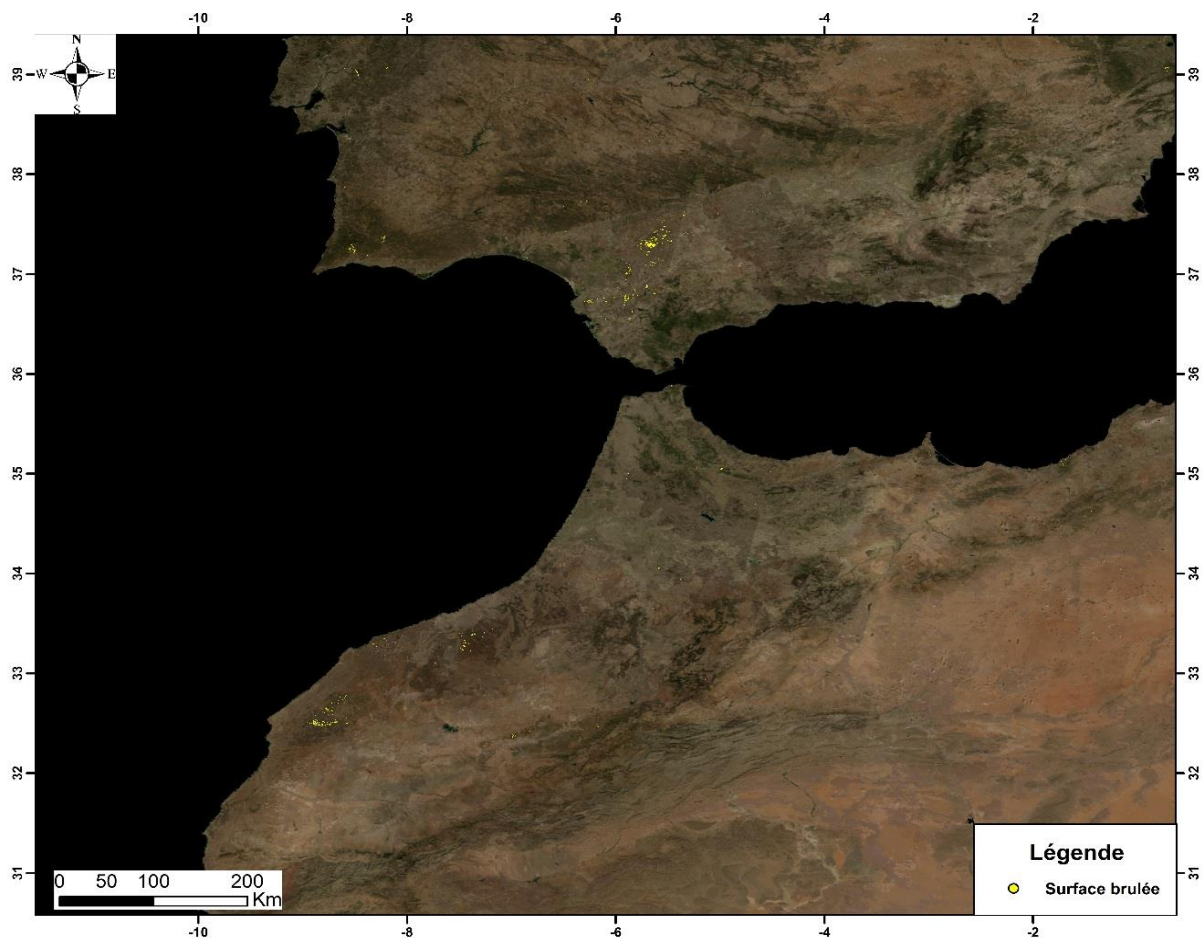


Figure 19 : Résultat de l'algorithme BAA

Le produit MCD64A1, version améliorée du MCD45A1, a été adopté comme surface brûlée MODIS standard et peut être considéré comme une référence dans le domaine de la cartographie des surfaces brûlées. Dans cette section, nous avons souligné le niveau de complémentarité et la différence entre les cartes émises par le MCD64A1 et le MCD45A1 et celles obtenues par notre algorithme. Le MCD45A1 a détecté sur les 4 mois, 2054 pixels correspondant à la surface brûlée de près de 51 350 ha sur l'ensemble de la tuile, alors qu'au nord du Maroc, 217 pixels (5425 ha) ont été détectés, dont 52 pixels (1300 ha) dans la zone étudiée. Avec le MCD64A1, les pixels brûlés représentent 52 525 ha (2101 pixels) sur l'ensemble de la tuile, 708 pixels (17 700 ha) au nord du Maroc et 209 pixels (5225 ha) dans la zone étudiée.

Les enquêtes de terrain, les données de référence HCEFLCD et les interprétations visuelles révèlent que le MCD45A1 a sous-estimé la superficie des forêts brûlées, puisque la plupart des incendies visités n'ont pas été détectés sur MCD45A1. Cela concorde avec les résultats de plusieurs auteurs qui ont conclu que le MCD45A1 est affecté par l'omission de petites tâches brûlées entraînant une sous-estimation (Giglio et al., 2009; Hardtke et al., 2015; Jacquin et al., 2011; Kasischke et al., 2011; Merino-de-Miguel et al., 2010). De plus, le MCD45A1 n'a pas montré de détection fiable des zones brûlées, en particulier au-dessus d'un couvert forestier élevé par rapport aux données de feux actifs de 1 km (Roy and Landmann, 2005). Inversement, le produit MCD64A1 a détecté plus de forêts brûlées que le MCD45A1, ce qui pourrait être dû à son exploitation des données sur les feux actifs (Giglio et al., 2009). Le produit MCD45A1 permet uniquement la détection de grandes surfaces brûlées homogènes à l'échelle régionale. Cela concorde avec Tsela et ses collaborateurs (2014)(Tsela et al., 2014) qui ont démontré que les deux produits MODIS pour les zones brûlées indiquaient des taux de détection variables sur différentes forêts d'Afrique du Sud et que la fusion des deux en un seul produit a le potentiel pour améliorer la détection des zones brûlées.

Notre algorithme est basé sur la synergie entre la méthode une seul image après feu et la méthode multi temporelle pour permettre la détection de petites surfaces brûlées. La comparaison entre notre algorithme et le MCD64A1, en calculant leur matrice de confusion sur toute la tuile (Tableau 8), montre que notre algorithme donne une grande précision globale et une faible précision pour les utilisateurs et les producteurs. Les erreurs d'omission associées sont principalement dûes à la différence entre notre algorithme et le MCD64A1 en termes de taille des zones brûlées. Le MCD64A1 a tendance à surestimer la superficie des surfaces brûlées en raison de l'exploitation de données de 1 km sur les feux actifs. Basé sur notre connaissance préalable de la réalité du terrain, le MCD64A1 et notre algorithme sont corrélés en termes de

nombre de brûlures. En ce qui concerne les erreurs de commission associées, elles peuvent être liées aux différences entre les deux algorithmes en termes de résolution temporelle et de temps d'acquisition des données d'entrée. De plus, ils peuvent être dûs au seuillage spécifiquement adapté à toutes les parties de la tuile entière, en particulier au sud de l'Espagne et au Portugal où la nature des feux de forêt peut être différente de celle de notre zone d'étude.

Tableau 8 : Matrice de confusion entre le BAA et le MCD64A1 sur toute la tuile

Algorithme (BAA)		Non Brûlée	Brûlée	Totale	Précision d'utilisateur %	Erreur de Commission %
MCD64A1	Non Brûlée	5756728	1170	5757898	99.97	0.03
	Brûlée	1849	253	2101	12.04	87.96
	Totale	5758577	1422	5759999		
	Précision du producteur %	99.96	17.79		Précision globale : 99.94%	
	Erreur d'Omission %	0.04	82.21			

Cela a été confirmé en diminuant l'étendue spatiale de la comparaison entre les deux algorithmes. La matrice de confusion réalisée uniquement sur la zone d'étude (la région du Rif dans l'extrême nord du Maroc) a montré une grande précision globale et une précision du producteur ainsi qu'une faible précision de l'utilisateur (tableau 9). Cette dernière étant dû à la différence entre la taille des brûlures (nombre de pixels). Cependant, les deux méthodes sont bien corrélées en termes de nombre d'incendies, comme en témoigne la grande précision du producteur. Il est à noter que le MCD64A1 ne peut pas être considéré comme un algorithme absolu pour la validation parce qu'il surestime la valeur réelle de la taille de la brûlure. Ainsi, la faible précision de notre algorithme par rapport au MCD64A1 ne reflète pas nécessairement une imprécision dans la détection d'incendie. Afin d'évaluer plus avant les résultats, les trois méthodes ont été validées à l'aide des données locales sur les zones brûlées fournies par le HCEFLCD (tableau 10). La régression linéaire simple a montré que le MCD64A1 donne le plus grand coefficient de détermination (R^2) 0,75 contre 0,68 et 0,45 pour notre algorithme et le MCD45A1, respectivement. De plus, notre algorithme donne une meilleure précision avec une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 44 ha contre 197 et 212 ha pour le MCD64A1 et le MCD45A1, respectivement (Figure 20.).

Tableau 9 : Matrice de confusion entre le BAA et le MCD64A1 sur la zone d'étude

Algorithme (BAA)		Non Brûlée	Brûlée	Totale	Précision d'utilisateur %	Erreur de Commission %
MCD64A1	Non Brûlée	275862	9	275871	99.99	0.01
	Brûlée	171	38	209	18.18	81.82
	Totale	276033	47	276080		
	Précision du producteur %	99.94	80.85		Précision globale :	99.93%
	Erreur d'Omission %	0.06	19.15			

Les différences entre les trois méthodes peuvent s'expliquer de plusieurs façons, comme leur sensibilité à détecter différentes intensités de brûlures avec une diversité variable d'espèces brûlées sur un vaste territoire (E. Chuvieco et al., 2002; Koutsias et al., 1999). De plus, la question du mélange spatial est due à la différence entre la taille brûlée à identifier et les résolutions spatiales des données. Par exemple, le MCD64A1 n'a pas détecté deux incendies de moins de 60 ha, tandis que le MCD45A1 n'a pas détecté cinq incendies d'une superficie inférieure à 160 ha. Un seul incendie d'une superficie inférieure à 10 ha n'a pas été détecté par notre algorithme. Tsela et ses collaborateurs (2014) ont suggéré qu'une taille de brûlure doit être d'au moins 13 ha (C'est 50 % d'un pixel MODIS de 500 m) pour être détectable, avec une faible probabilité d'environ 30 et 35 % pour le MCD45A1 et le MCD64A1 respectivement. Le taux de détection des produits augmente progressivement avec une taille de brûlage supérieure à 100 ha.

De plus, les méthodes sont sensibles à la forme de la zone brûlée. En fait, la complexité spatiale des formes des zones brûlées a donné lieu à des fractions imbrûlées dans les pixels MODIS étiquetés comme brûlés par le MCD64A1 et par conséquent, a pu gonfler la surestimation par ce produit (Tsela et al., 2014). Par contre, l'algorithme tend à sous-estimer les zones brûlées qui sont minces et allongées, tout comme l'incendie de Larache où la zone est grande, mais de forme allongée et de 200 à 300 m de large comme nous l'avons observé lors de la visite sur le terrain. De plus, le MCD45A1 n'a pas détecté l'incendie de Larache en raison de la complexité de sa forme, bien que sa taille de brûlure soit importante.

Tableau 10 : Zones brûlées des sites visités fournies par le HCEFLCD, BAA, MCD64A1 et MCD45A1

Feux de Forêts	HCEFLCD Superficie brûlée (ha)	BAA Superficie brûlée (ha)	MCD64A1 Superficie brûlée (ha))	MCD45A1 Superficie brûlée (ha)
1. Khlalfa	10	0	0	0
2. Ikkaouen	89	50	400	0
3. Nador	215	255	750	700
4. Ouazzane	65	50	0	0
5. Bab taza	68	75	350	175
6. Larache	160	50	975	0
7. Tanger Med	120	75	425	0

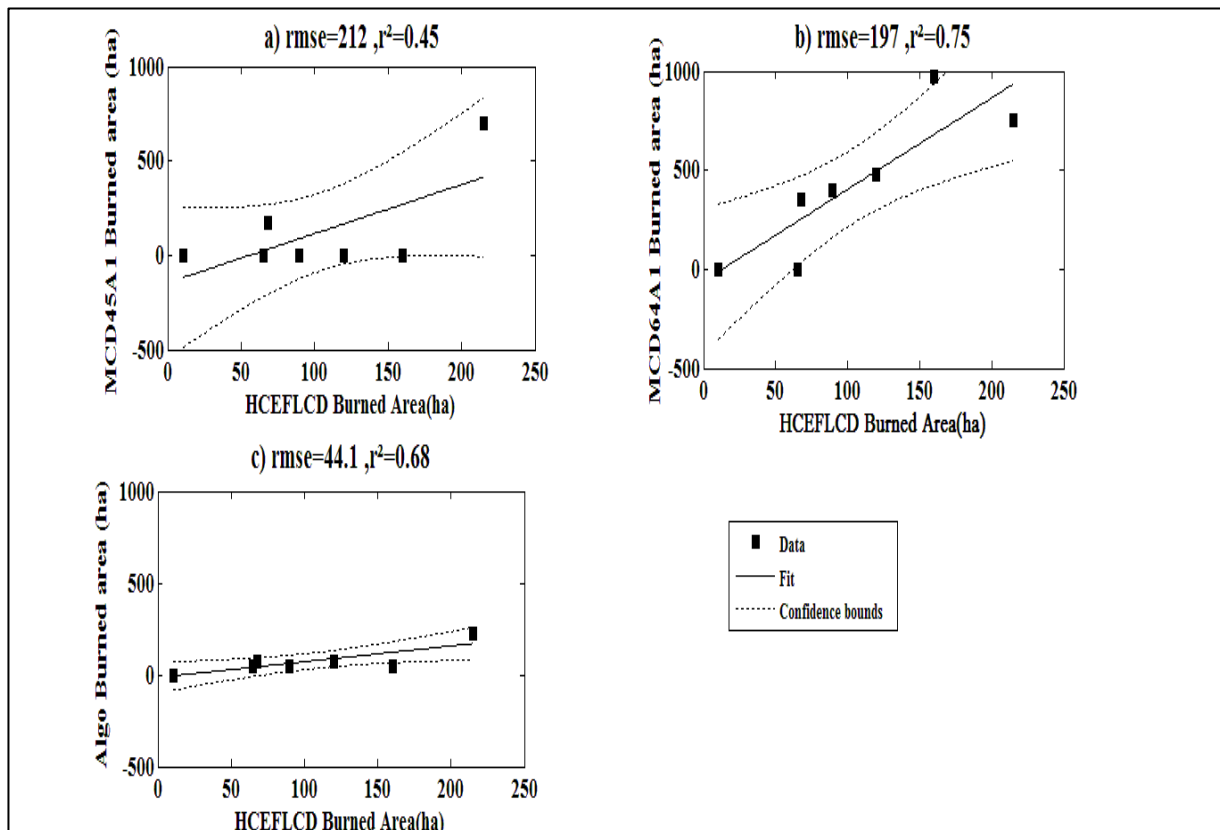


Figure 20 : Validation de l'estimation des surfaces brûlées à l'aide des données de référence du HCEFLCD. (a) MCD45A1, (b) MCD64A1, et (c) l'algorithme proposé BAA

La sous-estimation modeste des superficies de notre algorithme peut s'expliquer par la variabilité des changements de réflectance post-incendie dûs au couvert arboré élevé (partiellement brûlé et/ou non brûlé), ce qui peut conduire à la non-détection de certaines plantations partiellement brûlées où le couvert forestier est élevé.

Dans ce cas, le MCD64A1 est plus efficace puisqu'il est basé sur des données de feu actif et thermiques (Ruiz et al., 2014; Tsela et al., 2014). Un seuil spécifique pour chaque espèce ou chaque type de forêt peut réduire la sous-estimation des zones brûlées puisque les indices spectraux utilisés dans l'algorithme supposent que la réflectance post-incendie diminuera dans la bande MODIS NIR alors qu'elle augmentera dans la bande SWIR après un incendie qui peut ne pas être de la même intensité dans toutes les régions forestières.

3.4 Conclusion

Ce chapitre propose un nouvel algorithme basé sur la synergie entre l'approche de seuillage d'indices spectraux multiples (NBR, BAIM et NDVI) et l'approche multi temporelle basée sur la combinaison d'une carte d'images multi temporelles et d'une carte d'une seule image post incendie qui exploite les informations complémentaires et redondantes fournies par chaque composant et évite la sélection des pixels imbrûlés sujets à une éventuelle confusion. A l'issue de cette recherche, les ISSB, le NBR et le BAIM, ont démontré leur performance dans la cartographie des zones brûlées dans le paysage forestier méditerranéen du Maroc. Leur potentiel de discrimination est meilleur s'ils sont utilisés en synergie avec des images mono temporelles et multi temporelles. L'utilisation séparée du SIBA par la méthode post-incendie mono temporelle ou multi temporelle produit une surestimation des zones brûlées. Basé sur les superficies brûlées de référence, l'algorithme donne un meilleur résultat, montrant une légère sous-estimation de la taille des forêts brûlées avec une RMSE égale à 44 ha. En termes de nombre de brûlures, l'algorithme et le produit MCD64A1 donnent des résultats presque similaires selon leur matrice de confusion, ce qui montre que les deux ont détecté la plupart des incendies dans la zone d'étude. Le produit MCD64A1 donne des résultats satisfaisants dans la détection des incendies mais avec une surestimation de la taille de la brûlure alors que le MCD45A1 a donné des résultats peu fiables. La difficulté d'extraire les zones réellement brûlées réside en particulier dans les complexités de l'incendie qui présentent des gravités, des tailles, des formes différentes et un mélange spatial différent à l'échelle des pixels, en particulier avec la faible résolution spatiale de 500 m des données MODIS.

Afin de soutenir et de mieux exploiter le potentiel de l'algorithme, la méthodologie devrait être validée par des tests supplémentaires sur d'autres forêts et paysages ayant des couvertures forestières différentes.

En outre, le nombre d'échantillons sur le terrain devrait être augmenté et la distribution spatiale des incendies observée, ce qui permet d'obtenir un meilleur algorithme, en particulier un seuillage plus précis des indices spectraux. À cette fin, l'utilisation d'images à haute résolution spatiale comme les données Sentinel-2 ou Landsat-8 permettra d'accroître l'information sur la végétation brûlée, en particulier en termes de taille, de nombre et de gravité. Il ne fait aucun doute que l'intégration de ces informations devrait permettre de développer davantage les résultats des travaux en cours.

CHAPITRE 4.

***UTILISATION DES
DONNÉES LANDSAT-8
OLI ET SENTINEL-2 MSI
POUR LA
CARACTÉRISATION DES
SURFACES
FORESTIÈRES BRÛLÉES***

4.1 Introduction

Ce chapitre est une continuité du précédent. Après détection et cartographie des zones brûlées par télédétection faible résolution au chapitre précédant. Celui-ci vient pour faire une cartographie des zones brûlées et la classification de la sévérité avec des images moyenne résolution issue de capteurs Landsat OLI et Sentinel MSI. La cartographie des zones brûlées sera procédés en utilisant les indices spectraux et la méthode de classification supervisée SAM (spectrale angle mapper) pour la classification de sévérité. Enfin, une corrélation a été procédée entre les indices spectraux, les paramètres topographiques et les classes de sévérité.

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Données satellitaires

4.2.1.1 Données spectrales

Les données images utilisées dans cette étude sont deux images, l'une post-feu Landsat-8 du capteur OLI (Operationnal Land Imager) acquise le 10/08/2016 et l'autre image post-feu Sentinel-2 du Capteur MSI (MultiSpectral Instrument) acquise le 25/08/2016. Les caractéristiques physiques des capteurs OLI et MSI sont décrites dans les tableaux 11 et 12. La comparaison entre les deux capteurs est illustrée dans la figure 21 et la comparaison entre les images pré-feu et post-feu est illustrée dans la figure 22.

Tableau 11 : Caractéristiques spectrales du capteur MSI

Bande spectrale	Longueur d'onde	Résolution spatiale
Bande 1 –Coastalaerosols	0,443 μm	60 m
Bande 2 – Bleu	0,490 μm	10 m
Bande 3 –Vert	0,560 μm	10 m
Bande 4 –Rouge	0,665 μm	10 m
Bande 5 -VegetationRedEdge	0,705 μm	20 m
Bande 6 -VegetationRedEdge	0,740 μm	20 m
Bande 7 - VegetationRedEdge	0,783 μm	20 m
Bande 8 –Proche IR (NIR)	0,842 μm	10 m
Bande 8a-Narrow NIR	0,865 μm	20 m
Bande 9 - Water vapour	0,945 μm	60 m
Bande 10 –Moyen IR (SWIR)	1,375 μm	60 m
cirrus		
Bande 11 – SWIR I	1,610 μm	20 m
Bande 12 – SWIR II	2,190 μm	20 m

Tableau 12 : Caractéristiques spectrales du capteur OLI

Bande spectrale	Longueur d'onde	Résolution spatiale
Bande 1 – Aérosols (Coastalblue)	0,433 - 0,453 μm	30 m
Bande 2 – Bleu	0,450 - 0,515 μm	30 m
Bande 3 – Vert	0,525 - 0,600 μm	30 m
Bande 4 – Rouge	0,630 - 0,680 μm	30 m
Bande 5 - Infrarouge proche (NIR)	0,845 - 0,885 μm	30 m
Bande 6 - Infrarouge moyen 1	1,560 - 1,660 μm	30 m
Bande 7 - Infrarouge moyen 2	2,100 - 2,300 μm	30 m
Bande 8 – Panchromatique	0,500 - 0,680 μm	15m
Bande 9 – Cirrus	10.6 - 11.19 μm	30 m

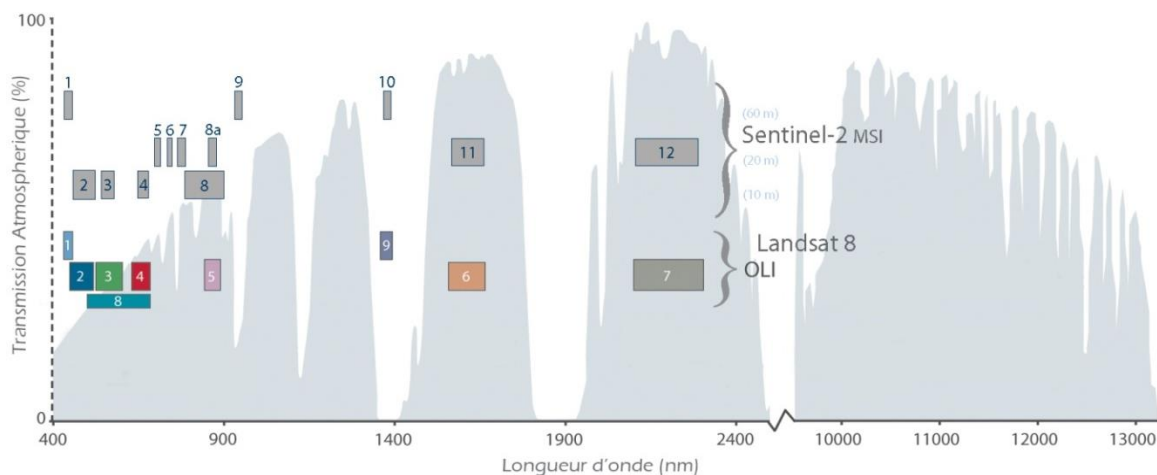


Figure 21 : Comparaison entre OLI Landsat-8 et MSI sentinel-2 (source de l'image : NASA)

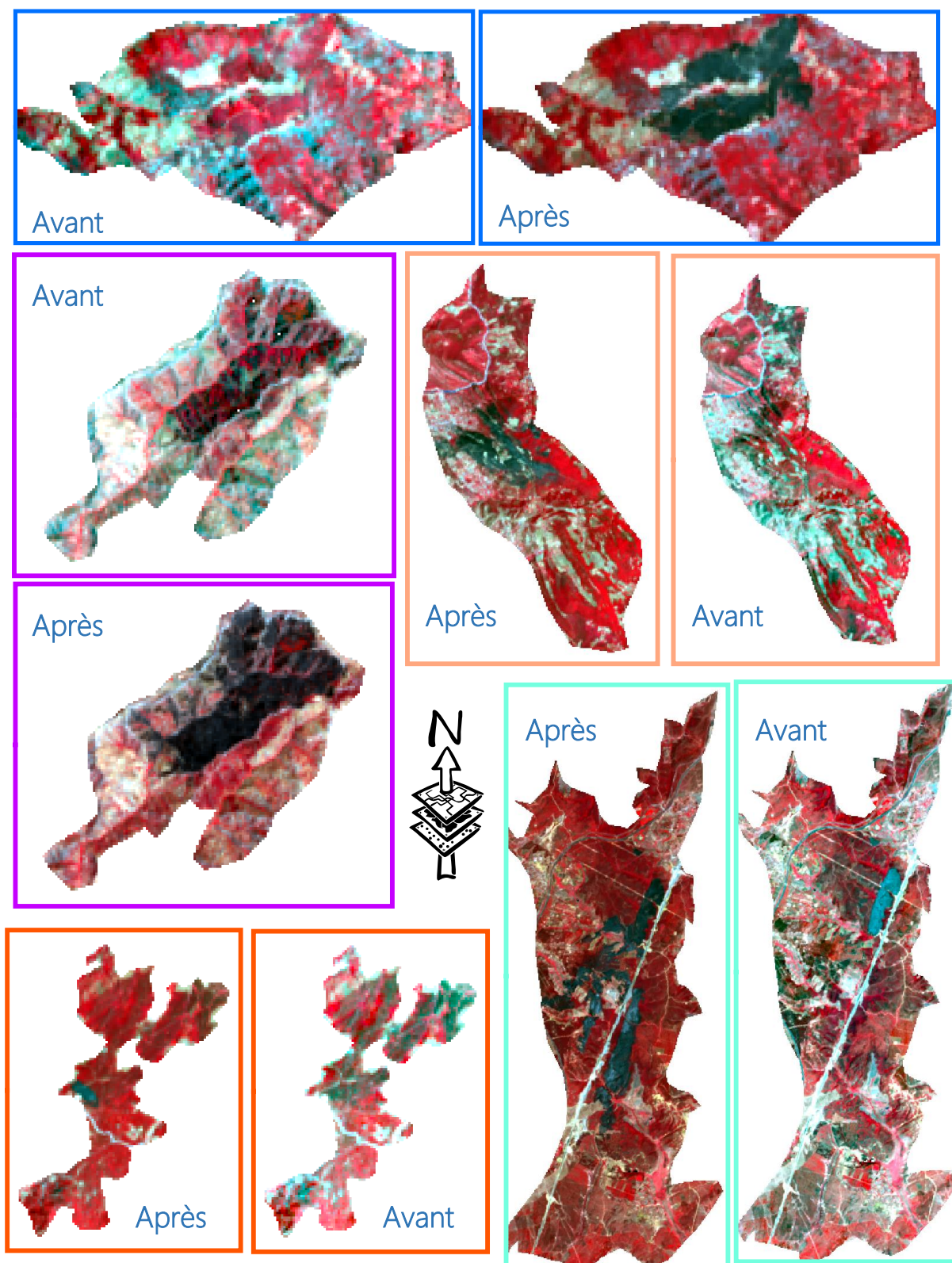


Figure 22 : Comparaison entre les images pré (10/08/2016) et post (25/08/2016)-feu - Landsat-8 OLI

4.2.1.2 Données topographiques

✚ Modèle numérique de terrain Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)

Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) est une campagne d'observation qui permet d'établir des modèles numériques de terrain MNT. C'est la première base de données topographiques numériques haute résolution aussi complète de la Terre (Farr et al., 2007; Rabus et al., 2003).

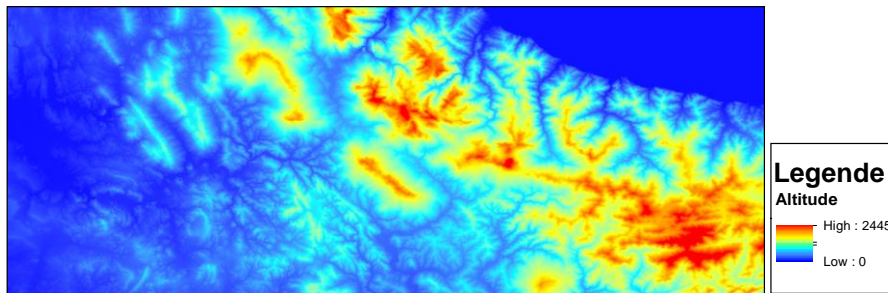


Figure 23 : MNT SRTM 30m de la zone d'étude

✚ MNT PALSAR

PALSAR est un capteur micro-ondes actif utilisant la fréquence de la bande L. qui fournit des résolutions supérieures (dans notre cas 12 mètres). Il permet de mener une observation des terres sans nuage, jour et nuit. Malheureusement les données PALSAR sont extrêmement peu nombreuses. C'est pour cela que nous avons travaillé avec ces données juste pour la forêt de Larache (Figure 24).

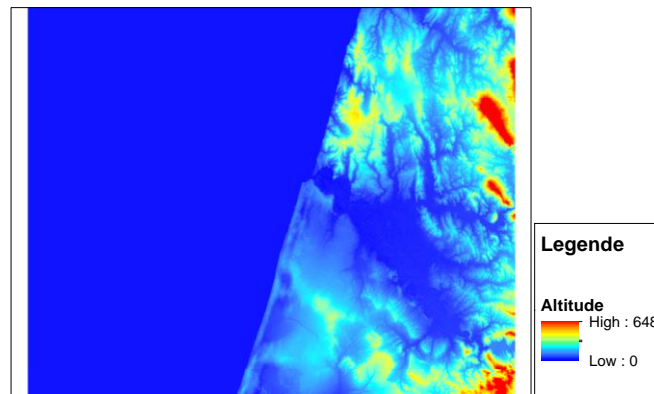


Figure 24 : MNT ALOS PALSAR 12m de la zone d'étude (Larache)

4.2.1.3 Données de terrain

Au total, cinq feux de forêt ayant eu lieu en Août 2016 ont été pris en considération dans cette étude (Figure 25)

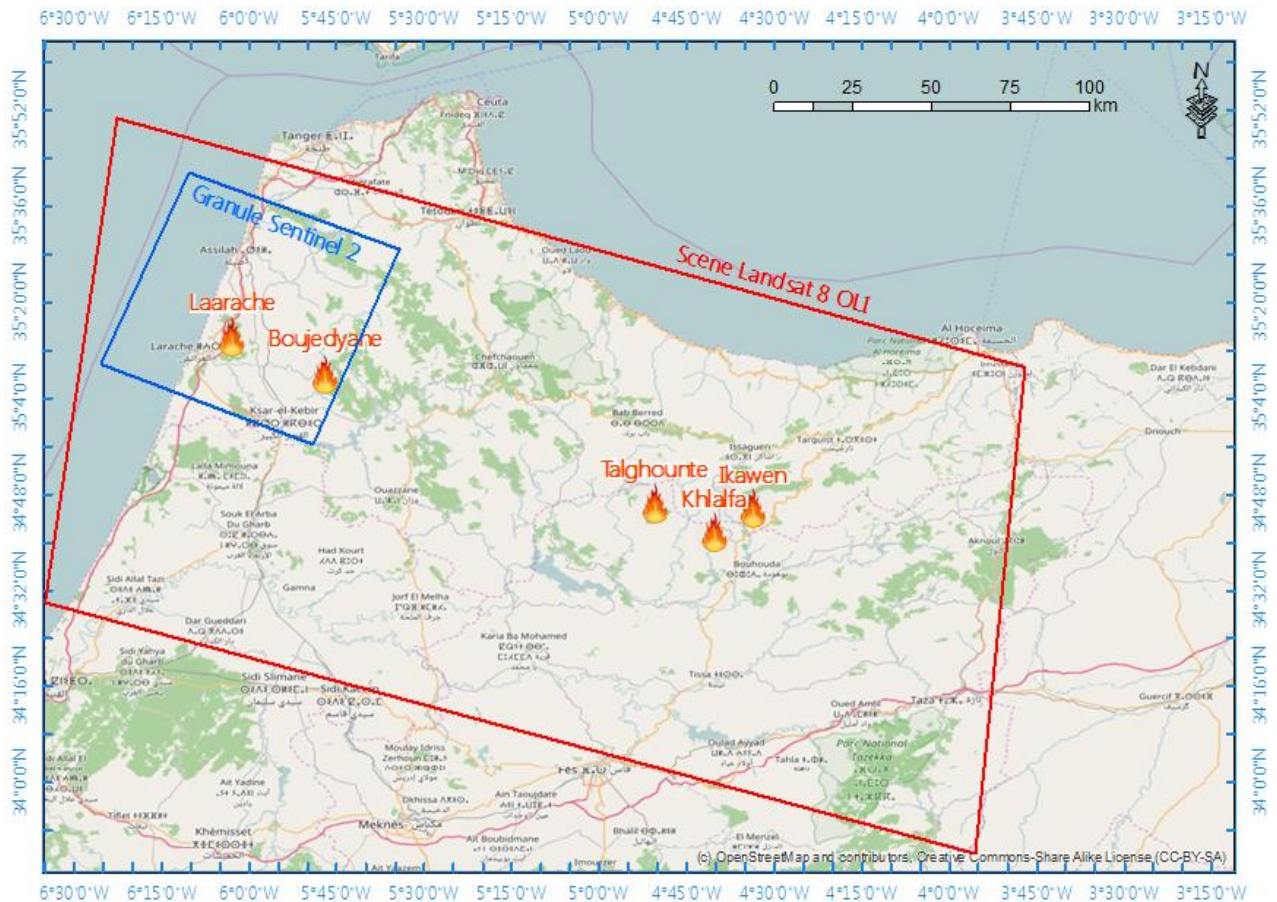


Figure 25 : Situation géographique des feux de forêt étudiés

4.2.2 Méthodologie

La Figure 23 présente la méthodologie suivie dans cette étude, elle est composée principalement de deux grandes étapes :

Les prétraitements qui consistent à des corrections radiométriques et atmosphériques des images Landsat-8 OLI et Sentinel-2 MSI. Ils sont suivis par une transformation des systèmes de coordonnées pour les différentes données utilisées de telle manière qu'elles auront le même système de coordonnées pour qu'elles soient superposables.

Les traitements : cette étape comprend :

- Le calcul des indices spectraux de feux de forêt, l'interprétation visuelle de la composition colorée (NIR/Rouge/Vert) (RGB) ;
- Le calcul des paramètres topographiques (élévation, pente, exposition) à partir d'un MNT ;
- L'utilisation de la classification SAM pour cartographier la sévérité des feux de forêt ;
- L'utilisation des indices spectraux pour la caractérisation des feux de forêt ;
- L'étude de la relation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques.

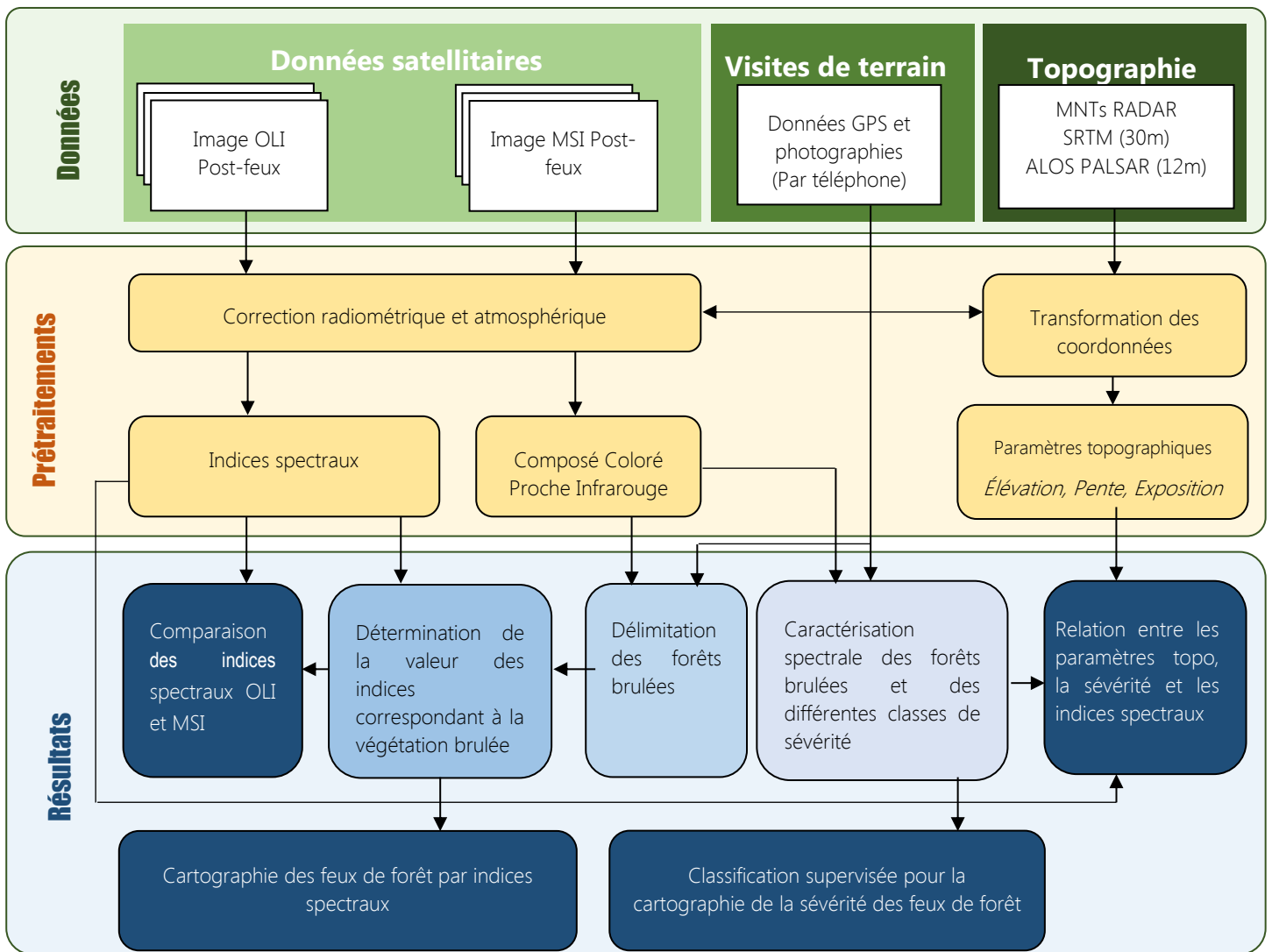


Figure 26 : Organigramme de la méthodologie de travail

4.2.2.1 Prétraitements des images satellitaires

Les Corrections atmosphériques et radiométriques sont des étapes qui s'imposent dans le processus du traitement des images satellitaires. Elles visent à soustraire du signal mesuré par le capteur, celui induit par les effets de l'atmosphère (l'absorption et la diffusion) afin d'obtenir la signature propre de la cible. Premièrement, la correction radiométrique a été réalisée en transformant le compte numérique en réflectance apparente. Deuxièmement, la correction atmosphérique consiste en la transformation de la réflectance apparente en réflectance au sol.

4.2.2.2 Transformation du Compte numérique en radiance

À travers la méthode de la calibration radiométrique des images qui est un processus de conversion à l'aide des équations standards à partir du compte numérique (DN) à des valeurs de réflectance. Dans un premier lieu, l'image LANDSAT OLI est convertie à des valeurs de radiance selon l'équation 1 :

$$L(\lambda) = A(\lambda) * (CN(\lambda) - QCALMIN) + B(\lambda) \quad (1)$$

Où

- $L(\lambda)$: Luminance apparente (Radiance).
- CN : compte numérique pour chaque pixel de l'image.
- λ : longueur d'onde.
- $A(\lambda)$: Gain = $((L_{MAX} - L_{MIN}) / (QCAL_{MAX} - QCAL_{MIN}))$.
- L_{MAX} et L_{MIN} : constantes de calibration. $QCAL_{MAX}$ et $QCAL_{MIN}$: les valeurs maximales et minimales du compte numérique.
- $B(\lambda)$: Offset : L_{MIN} .

4.2.2.3 Transformation de la luminance apparente en réflectance apparente

Après la conversion en radiance, l'image a été convertie en réflectance apparente. La relation entre la luminance apparente et la réflectance apparente est donnée par l'équation 2 :

$$\rho^*(\lambda) = \frac{\pi \cdot D_t^2 \cdot L^*(\lambda)}{E_s(\lambda) \cdot \mu_s} \quad (2)$$

Où

- $E_s(\lambda)$: éclairement solaire ($W/m^2 \cdot \mu m$).
- D_t : distance moyenne Terre-Soleil en unités astronomiques.
- μ_s : $\cos(\theta_s)$, θ_s étant l'angle zénithal solaire.

4.2.2.4 Correction atmosphérique

Pour dériver les coefficients de la correction atmosphérique, il existe plusieurs méthodes différentes, ces méthodes comprennent : *QUAC (Quick Atmospheric Correction)*, *Dense Dark Vegetation (DDV)*, *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S)* et la méthode *FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes)*. Dans cette étude, la méthode adoptée pour corriger l'image LANDSAT-8 OLI est FLAASH, alors que l'image Sentinel-2 MSI est corrigée par l'outil Sent2Corr du logiciel Sentinel-2 Toolbox.

L'algorithme du processeur Sen2Cor(Main-Knorn et al., 2017), est une combinaison de techniques de pointe pour effectuer des corrections atmosphériques qui ont été adaptées à l'environnement de Sentinel-2 avec un module de classification des scènes décrit dans(Louis, J. et al., 2010). L'algorithme de classification des scènes permet de détecter les nuages, la neige et les ombres de nuages et de générer une carte de classification, qui comprend trois classes différentes pour les nuages (y compris les cirrus), ainsi que six classifications différentes pour les ombres, les ombres de nuages, la végétation, les zones sans végétation, l'eau et la neige.

4.2.2.5 Caractérisation spectrale de la végétation brûlée

Le prélèvement des signatures spectrales de la végétation brûlée est assez simple à l'aide de logiciel ENVI. Après l'interprétation visuelle de plusieurs composés colorés, il paraît que le composé (NIR/Rouge/Vert) (RGB) permet de bien voir les zones brûlées qui apparaissent comme des zones noires. En se basant sur la littérature, ces zones ont de la réflectance faible au niveau du NIR et une forte réflectance au niveau du SWIR ; ce qui est complètement le contraire de la réflectance de la végétation saine.

4.2.2.6 Calcul des indices spectraux pour la cartographie de la végétation brûlée

❖ Calcul des indices spectraux

Le principe de ces opérations est d'effectuer pour chaque pixel, des opérations mathématiques plus ou moins complexes faisant intervenir les valeurs numériques observées pour ce pixel dans les différentes bandes spectrales. Par exemple, on pourrait calculer la somme des valeurs spectrales d'une image à trois composantes : le calcul s'effectue pour chaque pixel et le résultat est stocké dans une image numérique ayant le même nombre de pixels que les images de base. Les indices spectraux utilisés dans cette étude sont dans le tableau 13.

Tableau 13 : Indices spectraux utilisés dans cette étude

Indice spectral	Équation	Source
NDVI	$\frac{NIR - R}{NIR + R}$	(Rouse, 1974)
BAI	$\frac{1}{(0.1 - R)^2 + (0.06 - NIR)^2}$	(Emilio Chuvieco et al., 2002)
MIRBI	$10SWIR2 - 9.8SWIR1 + 2$	(Trigg and Flasse, 2001)
NBR	$\frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$	(Key and Benson, 2005b)

❖ **Détermination des valeurs des indices correspondantes à la végétation brûlée**

Après avoir calculé les indices spectraux, nous avons fait la délimitation des surfaces brûlées, créant ainsi des régions d'intérêts (ROI). On a obtenu de manière automatique et pour chaque incendie les valeurs minimales, maximales et moyennes des indices correspondants à la végétation brûlée.

4.2.2.7 Classification supervisée de la sévérité du feu Spectral Angle Mapper

La méthode du SAM a été utilisée pour le classement de la sévérité du feu, le choix de cette dernière a été fait parce qu'elle a montré son potentiel en la détection des zones brûlées (Anggraeni and Lin, 2011; Petropoulos et al., 2010). C'est une approche de classification supervisée basée sur la mesure de la similarité angulaire entre le spectre de chaque pixel de l'image et les spectres de références (Figure 27), dit spectres prototypes ou "endmembers". Ces derniers peuvent être mesurés directement sur le terrain en utilisant un spectroradiomètre, comme ils peuvent être extraits de l'image. L'attribution d'un pixel de l'image à une classe donnée se base sur la valeur de cet angle " α " qui mesure la ressemblance ou de différence entre le vecteur du spectre de référence et son homologue de l'image. Ainsi, le pixel sera affecté à la classe spectrale avec laquelle il a le plus de similarité, autrement dit plus l'angle " α " est petit plus la similarité entre le spectre du pixel évalué et la référence est grande.

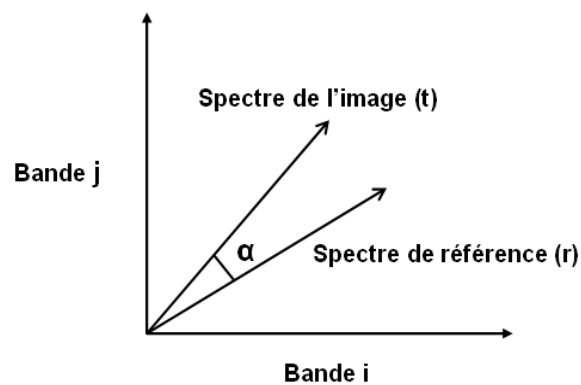


Figure 27 : Principe de la classification SAM (Kruse et al., 1993).

Dans notre cas, les signatures spectrales prototypes utilisées pour exécuter le SAM ont été extraites à partir de l'image. Elles représentant 5 classes de sévérité des feux en se basant sur la littérature et une classe de végétation saine.

4.2.2.8 Corrélation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques

La compréhension des facteurs de contrôle de la sévérité des feux nécessite une prise en compte de l'échelle de fonctionnement de ces facteurs. Cette approche permet de mettre en relief la relation entre la sévérité de feux de forêt et les paramètres topographiques. Dans cet objectif, l'outil Arcgis a été utilisé pour le calcul des paramètres de topographies et l'extraction des données statistiques des classes de sévérité

4.3 Résultats et discussions

4.3.1 Caractérisation spectrale de la végétation brûlée

Dans le spectre visible, la réflectance des zones brûlées avec des feux intenses où la végétation a été fortement affectée, la réflectance diminue comme une conséquence de la perte de chlorophylle des feuilles. Cependant, la réflectance de l'ombre, l'eau, les zones humides et les forêts de conifères denses est similaire et peut donc entraîner une confusion (Pereira et al., 1999; White et al., 1996).

Le proche infrarouge (NIR) est la région du spectre où le signal des zones récemment brûlées est plus évident, c'est-à-dire que la réflectance des zones brûlées dans le NIR est beaucoup moins importante que les zones saines. Cette réflectance permettra aussi de différencier la sévérité pour chaque zone.

Dans le SWIR, la réflectivité augmente quand l'humidité dans les plantes diminue. L'augmentation de la réflectance dans le SWIR est plus grande que dans le spectre du visible. Finalement, la réflectance des zones brûlées dans le SWIR est inférieure à la réflectance du SWIR dans les zones non brûlées (Sol nu, affleurements rocheux ou zones urbaines) et plus élevée que la réflectance du SWIR de la végétation saine et de l'eau (Pereira et al., 1999; White et al., 1996). Les Figures 28 et 29 montrent les signatures spectrales issues des images Landsat-8 OLI et Sentinel-2 MSI.

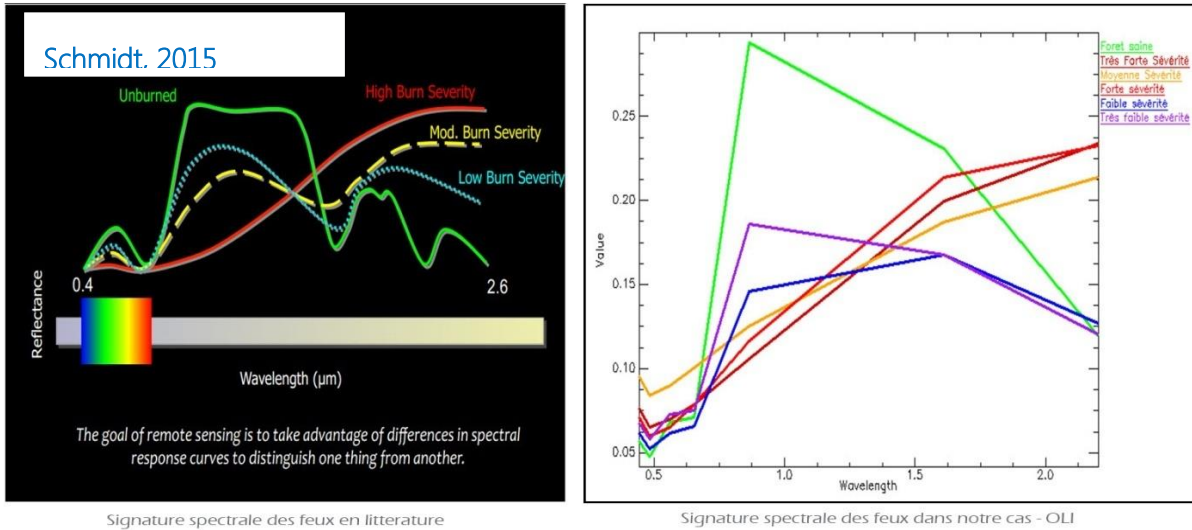


Figure 28 : Signatures spectrales des classes de sévérité (à gauche : signatures issues de la littérature¹, à droite : signatures extraites à partir de l’image Landsat-8 OLI)

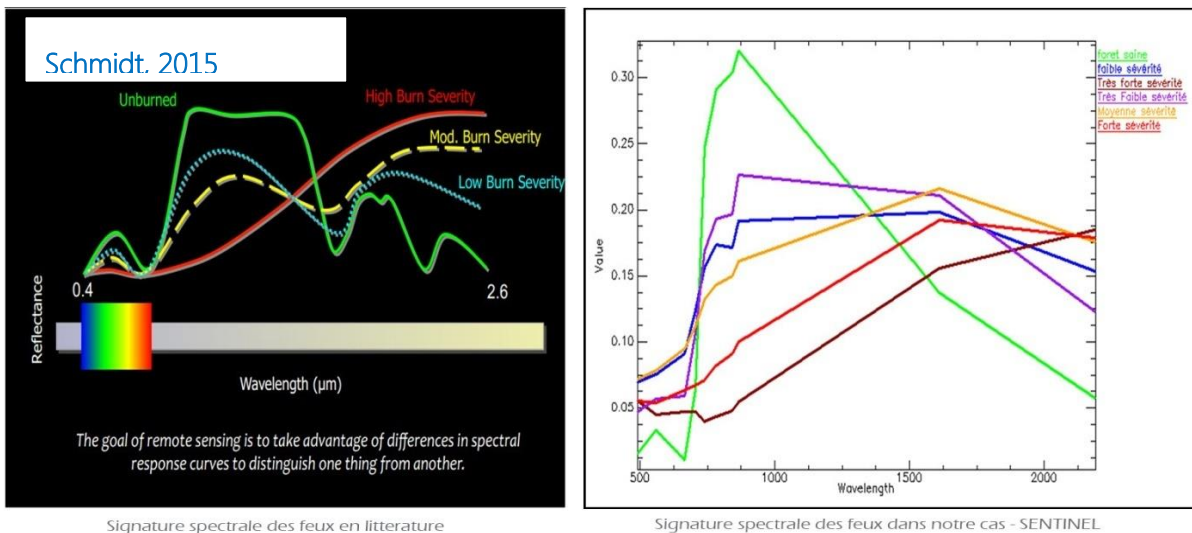


Figure 29 : Signatures spectrales des classes de sévérité (à gauche : signatures issues de la littérature¹, à droite : signatures extraites à partir de l’image Sentinel-2 MSI)

4.3.2 Caractérisation des feux de forêts en utilisant les indices spectraux

4.3.2.1 Comparaison des indices spectraux des feux de forêts et de végétation NDVI

Les valeurs des indices BAI, MIRBI, NBR et celles de NDVI donnent des valeurs différentes dans les zones saines et brûlées. Les valeurs NDVI sont très faibles, mais pas négatives ce qui

montre que les zones brûlées étaient vraiment riches en végétation. Pour les autres indices des incendies, ils ont des valeurs maximales dans les zones brûlées et ils prennent des valeurs minimales dans les zones où il y'a de la végétation saine sauf le NBR qui montre l'inverse.

En faisant l'interprétation visuelle des indices spectraux (Figures 30-32), nous remarquons que MIRBI et NBR donnent les meilleurs résultats par rapport aux autres tandis que le NBR-S2 est meilleur que NBR-OLI.

Le BAI ne donne pas une bonne discrimination avec OLI et il donne un très mauvais résultat avec Sentinel-2, ceci est dû aux coefficients 0.1 et 0.06 utilisés dans l'équation BAI qui sont adaptés seulement aux données Landsat-8 ; vue que ce sont des valeurs de réflectances respectivement des points de convergence dans le rouge et le proche infrarouge identique à celle de landsat OLI .

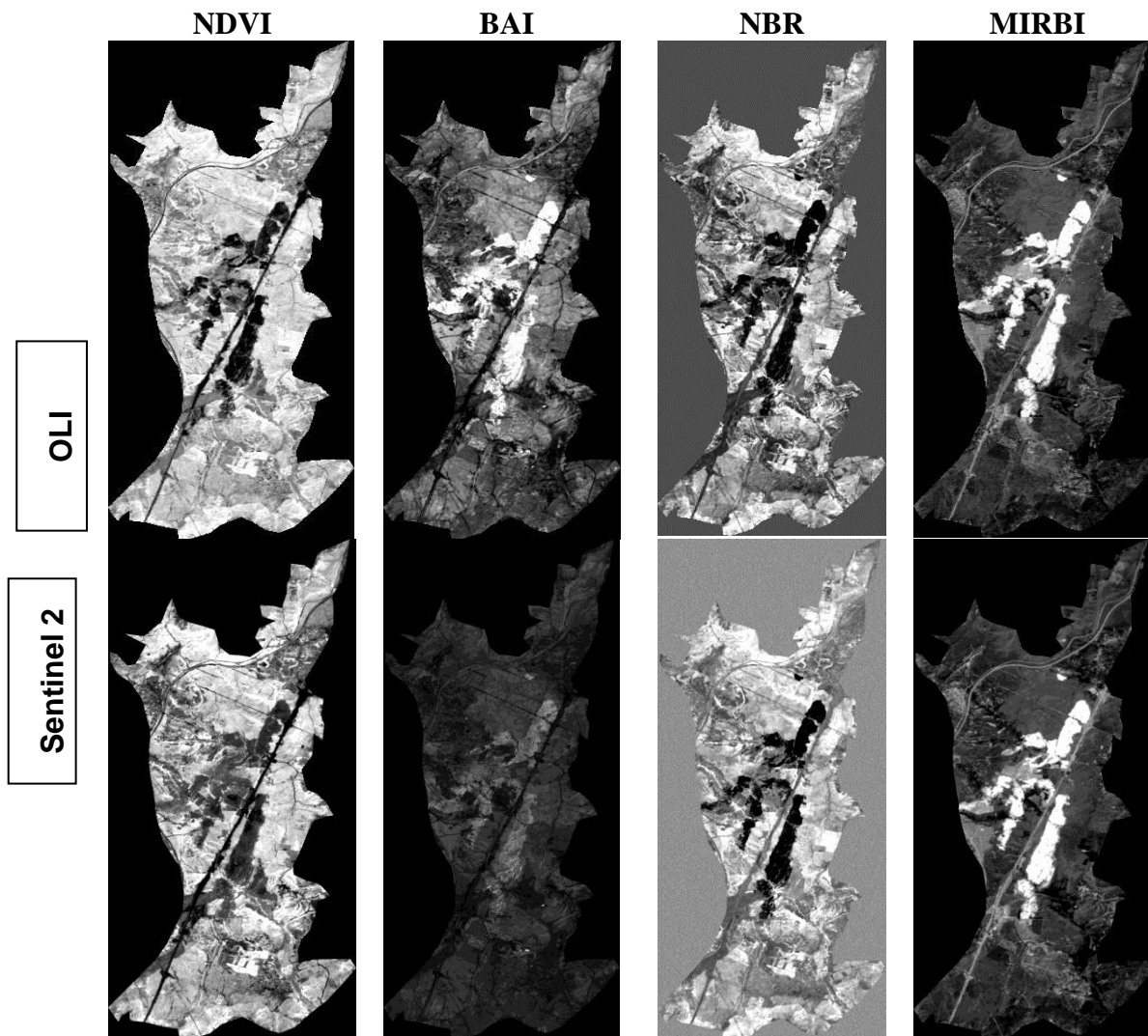


Figure 30 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour la forêt de Laarache à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2

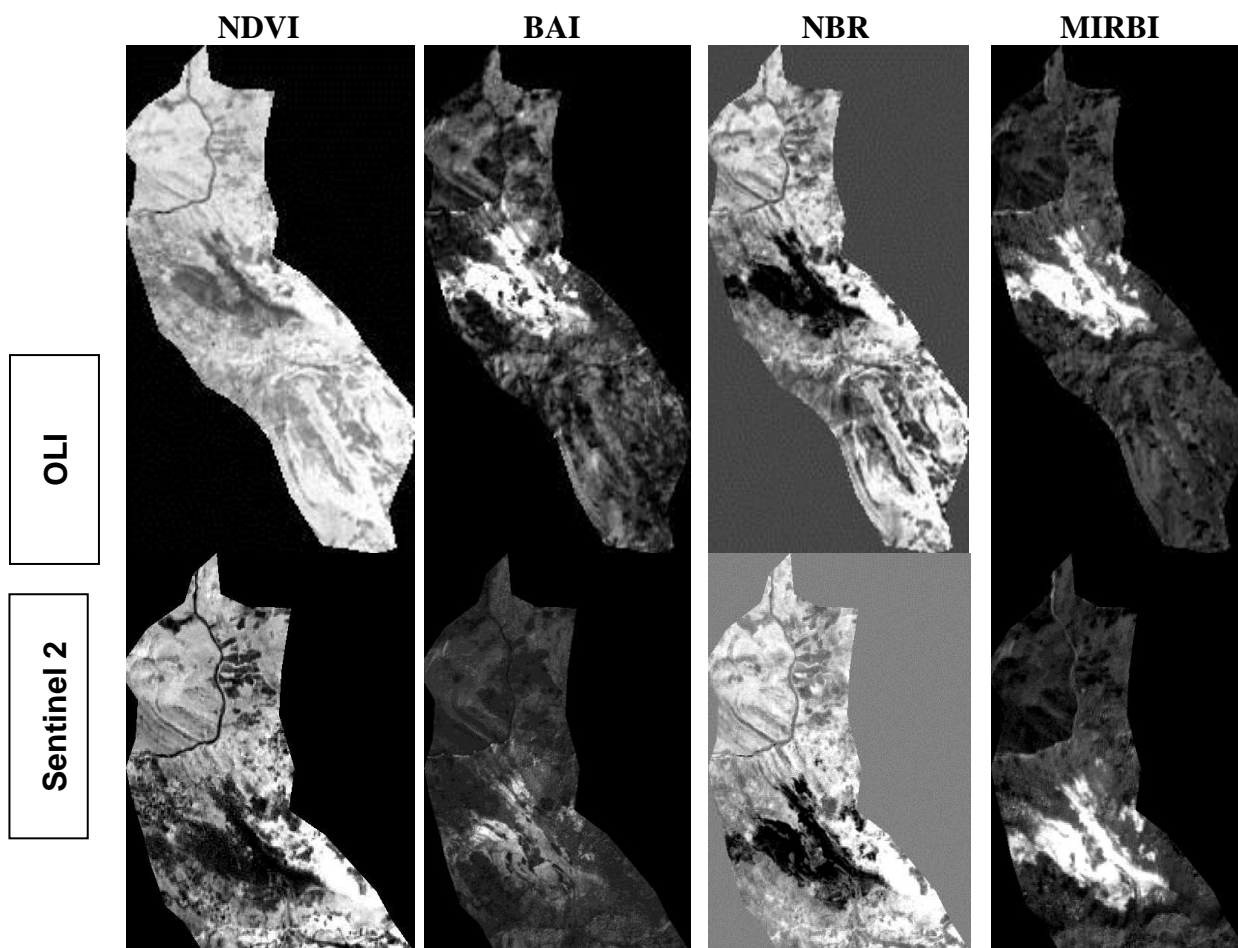


Figure 31 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour la forêt de Boujedyane à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2

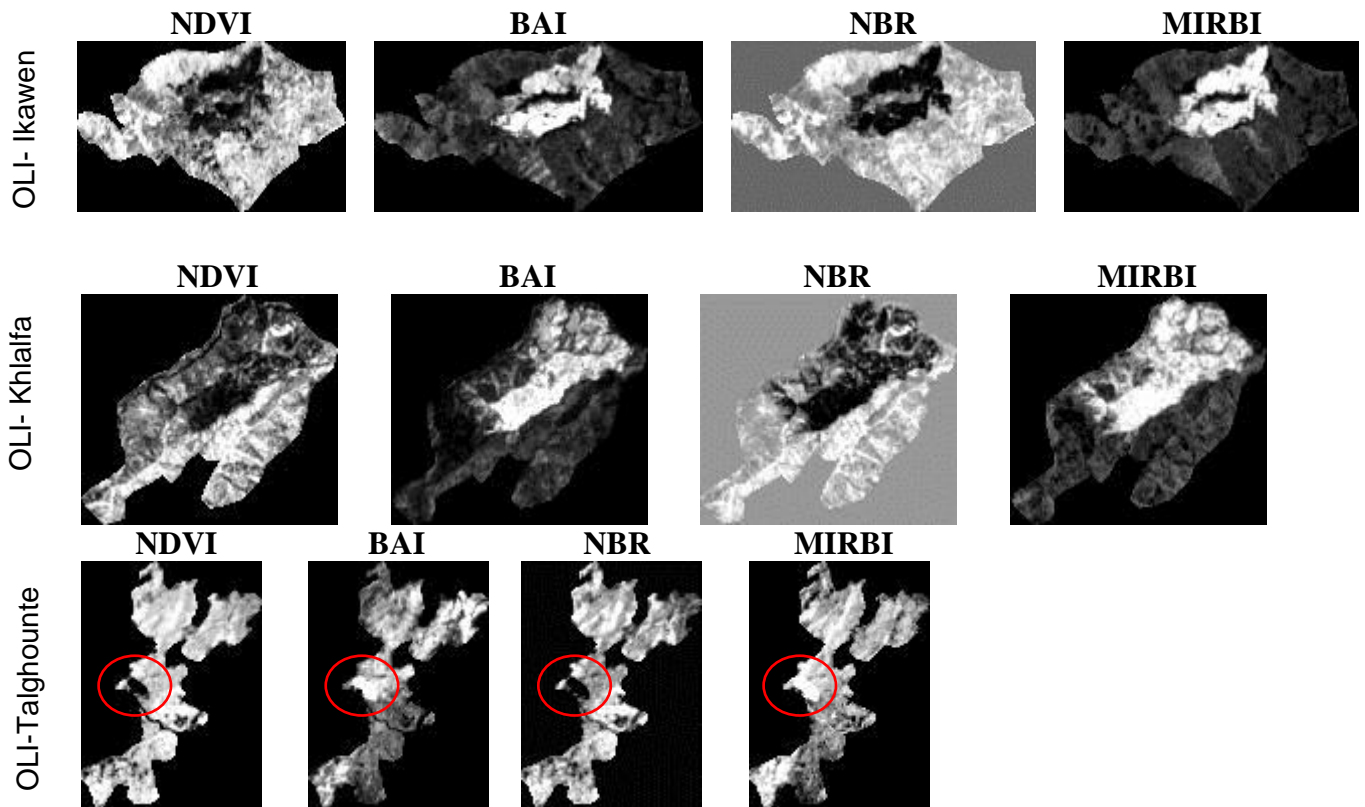


Figure 32 : Cartes des indices spectraux (NDVI, BAI, NBR, MIRBI) pour les forêts de Ikawen, Khlalfa et Talghounte à partir des données Landsat-8 et Sentinel-2

4.3.2.2 Détermination des valeurs des indices correspondantes à la végétation brûlée

Afin de cartographier les forêts brûlées, il est indispensable d’extraire les valeurs des indices qui y correspondent. Dans ce cas, nous avons utilisé la méthode automatique d’extraction du logiciel Envi ; *ROI Stats*. Les Tableaux 14 et 15 montrent les intervalles de valeurs BAI, NBR et MIRBI permettant la cartographie de la végétation brûlée. Ces valeurs sont différentes de celles de la végétation saine.

Tableau 14 : Valeurs des indices spectraux correspondant à la forêt saine et brûlée pour Landsat-8 OLI

<i>BAI Forêt brûlée</i>				<i>BAI Forêt saine</i>		
<i>Feux</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>Laarache</i>	3.722182	20.180635	12.584646	5.799082	10.475806	8.349448
<i>Boujedyane</i>	7.523779	28.000908	15.860523	5.651541	9.28298	6.864968
<i>Khalfalfa</i>	6.480680	29.274399	19.429068	7.135851	14.327711	9.057901
<i>Ikawen</i>	5.791378	30.495199	19.222693	6.363963	10.531316	7.989243
<i>Talgounte</i>	14.125562	19.281713	16.881922	7.204806	10.63607	8.489881

<i>MIRBI Forêt brûlée</i>				<i>MIRBI Forêt saine</i>		
<i>Feux</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>Laarache</i>	1.064020	2.484680	2.059377	1.04336	1.24486	1.146908
<i>Boujedyane</i>	1.322240	2.441180	1.997340	0.9945	1.18356	1.11622
<i>Khalfalfa</i>	1.400480	2.524860	2.256321	1.22622	1.58426	1.325406
<i>Ikawen</i>	1.436660	2.421140	2.092008	1.08654	1.40576	1.267087
<i>Talghounte</i>	1.701200	2.387440	2.168245	1.13088	1.41896	1.266686

<i>NBR Forêt brûlée</i>				<i>NBR Forêt saine</i>		
<i>Feux</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>Laarache</i>	-0.444510	0.363004	-0.175104	0.245181	0.629649	0.463784
<i>Boujedyane</i>	-0.421108	0.307927	-0.202944	0.419733	0.653327	0.576376
<i>Khalfalfa</i>	-0.518269	0.119414	-0.353575	0.348112	0.681258	0.595205
<i>Ikawen</i>	-0.451797	0.217707	-0.260809	0.424686	0.679742	0.567743
<i>Talghounte</i>	-0.380920	0.030591	-0.252858	0.307765	0.676356	0.522972

Tableau 15 : Valeurs des indices spectraux correspondant à la forêt saine et brûlée pour Sentinel-2 MSI

<i>BAI Forêt brûlée</i>				<i>BAI Forêt saine</i>		
<i>FEUX</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>LAARACHE</i>	5.021595	37.533802	21.581331	7.022546	12.086898	9.329561
<i>BOUJEDYANE</i>	3.101630	34.253403	16.771936	5.972811	11.755660	8.215962

<i>MIRBI Forêt brûlée</i>				<i>MIRBI Forêt saine</i>		
<i>FEUX</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>LAARACHE</i>	2.024800	2.078800	2.034450	2.031880	2.046620	2.039554
<i>BOUJEDYANE</i>	2.029540	2.102420	2.048044	2.029700	2.038320	2.032446

<i>NBR Forêt brûlée</i>				<i>NBR Forêt saine</i>		
<i>FEUX</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moy</i>
<i>LAARACHE</i>	-0.653992	0.412299	-0.281387	0.211118	0.570695	0.370368
<i>BOUJEDYANE</i>	-0.687692	0.420123	-0.417817	0.093676	0.652312	0.564685

4.3.3 Cartographie de la sévérité par SAM

L'extraction des signatures spectrales (figures 28 et 29) et leur utilisation dans la classification SAM ont permis d'obtenir les cartes illustrées dans les Figures 33 et 34. Elles montrent que la forêt saine dans les images OLI et MSI est bien cartographiée ainsi que les classes de sévérité. Toutefois, il y a une petite confusion entre la forêt saine et la classe très faible et faible sévérité. Mais en général, la classification SAM a donné des résultats satisfaisants dans la cartographie de la sévérité des feux de forêt. Ces dernières ont montré des petites différences dans les classes moyenne, forte et très forte sévérité (Figures 35). Cette différence peut être due à la différence spectrale entre les deux capteurs. De plus, nous avons utilisé les mêmes angles de similarité dans la classification SAM et peut être l'utilisation d'un angle différent pour chaque capteur peut diminuer la différence dans les cartes résultantes.

Utilisation des données Landsat-8 OLI et Sentinel-2 MSI pour la caractérisation des surfaces forestières brûlées

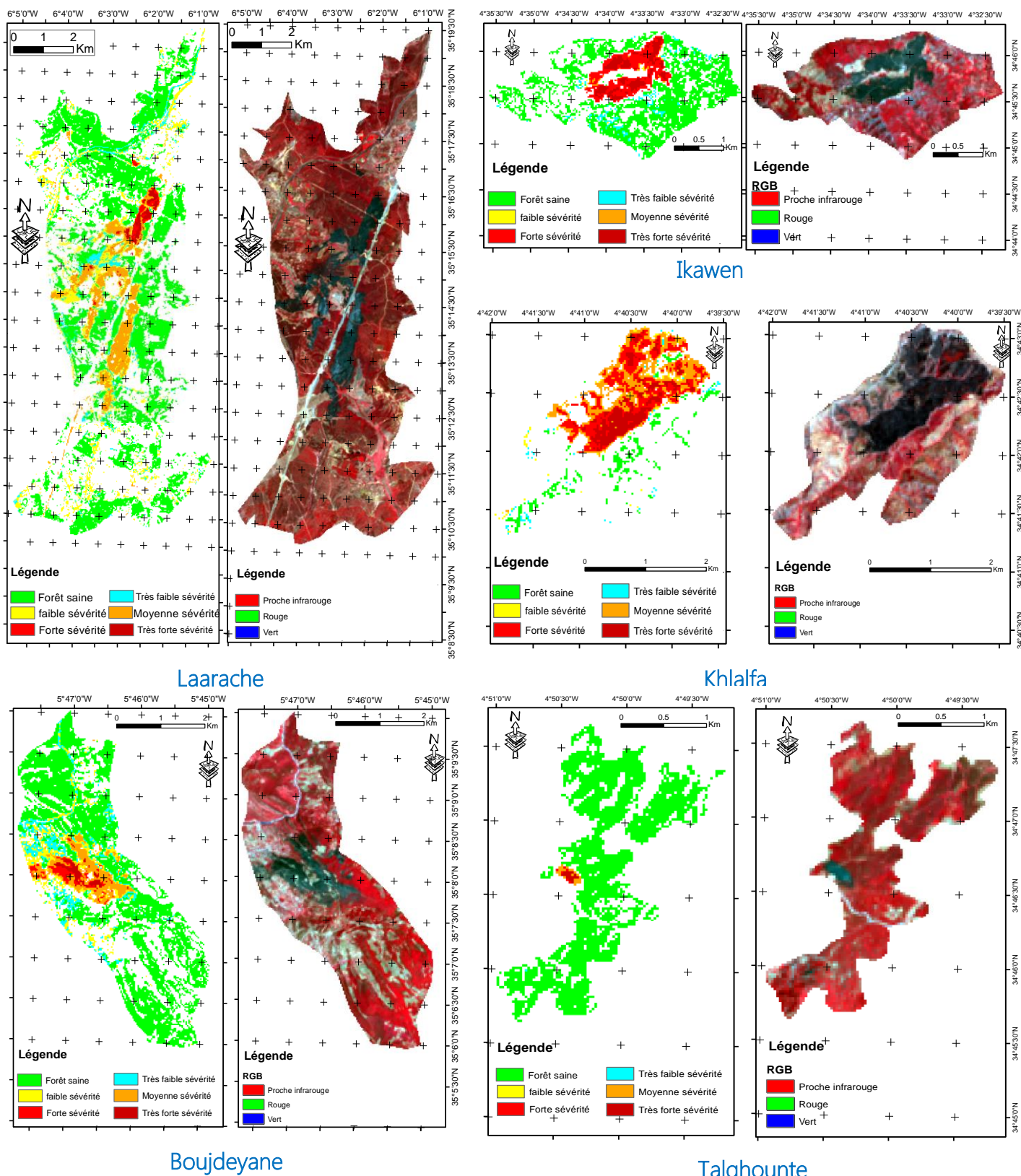


Figure 33 : Cartes de la sévérité par classification SAM – Landsat-8 OLI

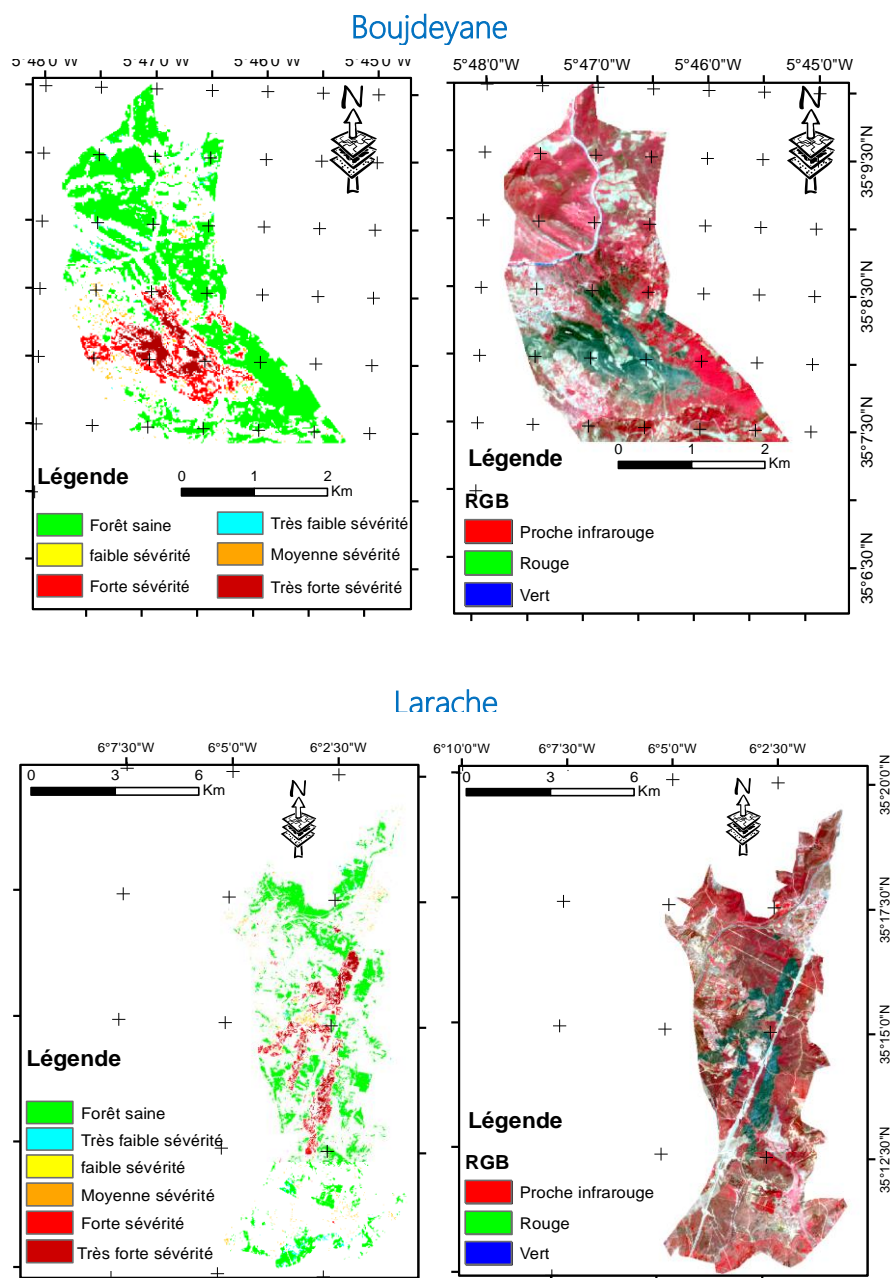


Figure 34 : Cartes de la sévérité par classification SAM – Sentinel 2

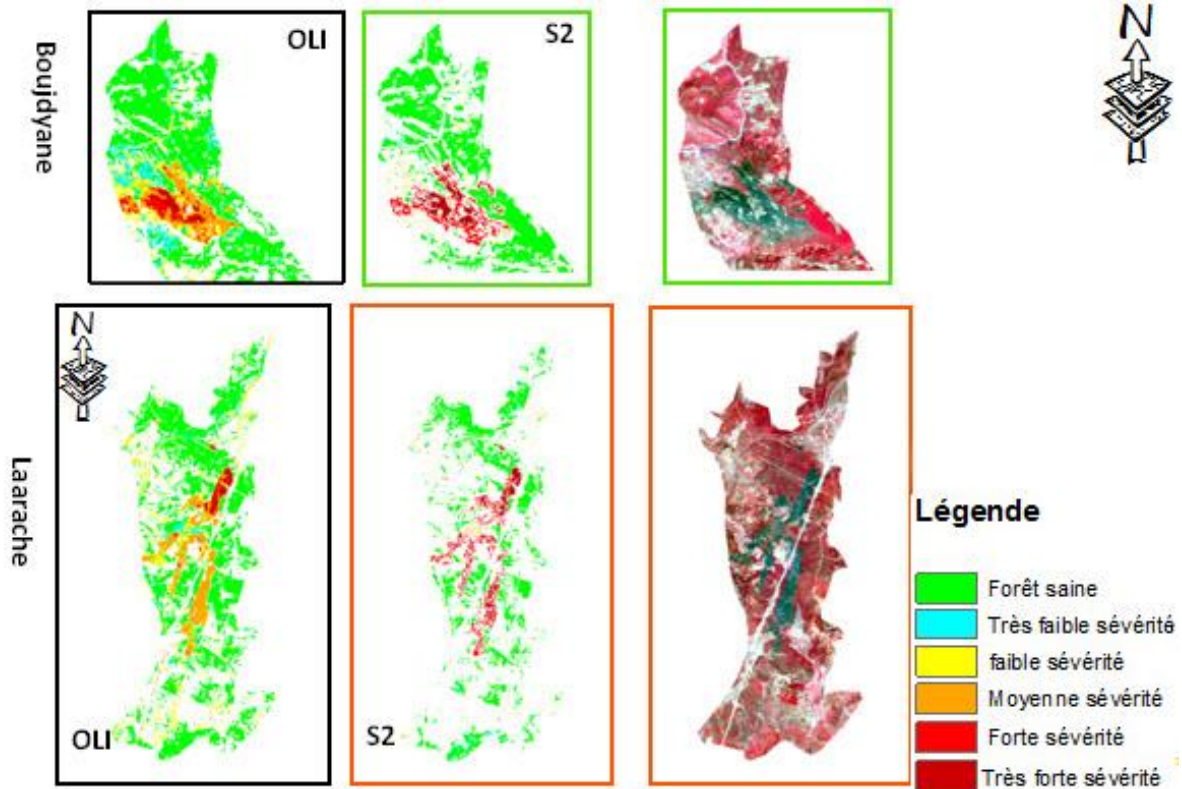
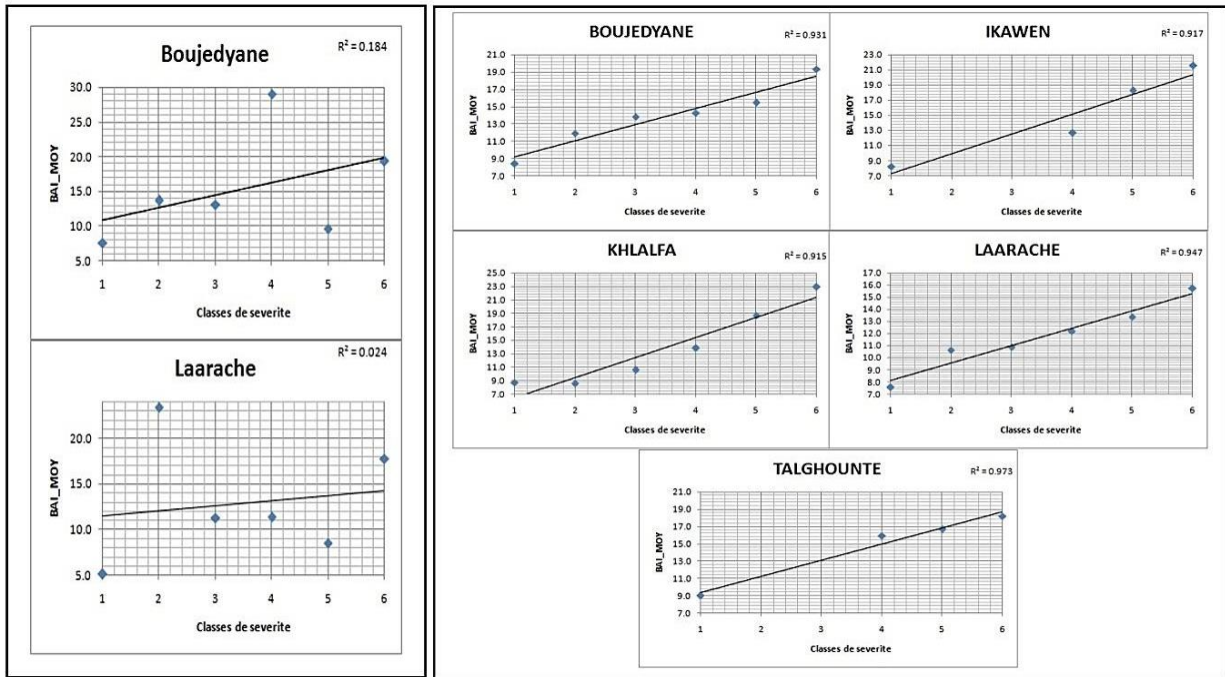


Figure 35 : Comparaison entre les cartes de la sévérité Landsat-8 et Sentinel 2

4.3.4 Relation entre la sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques

Les figures 36 à 42 montrent qu'il y a une relation forte entre les classes de sévérité, les indices spectraux et les paramètres topographiques. Concernant les indices spectraux, il y a une très forte corrélation entre les classes de sévérité et deux indices NBR et MIRB avec une supériorité de MIRBI dont le coefficient R^2 varie de 0.96 à 0.99 pour Landsat-8 (Figure 34) et de 0.44 à 0.49 pour Sentinel-2.

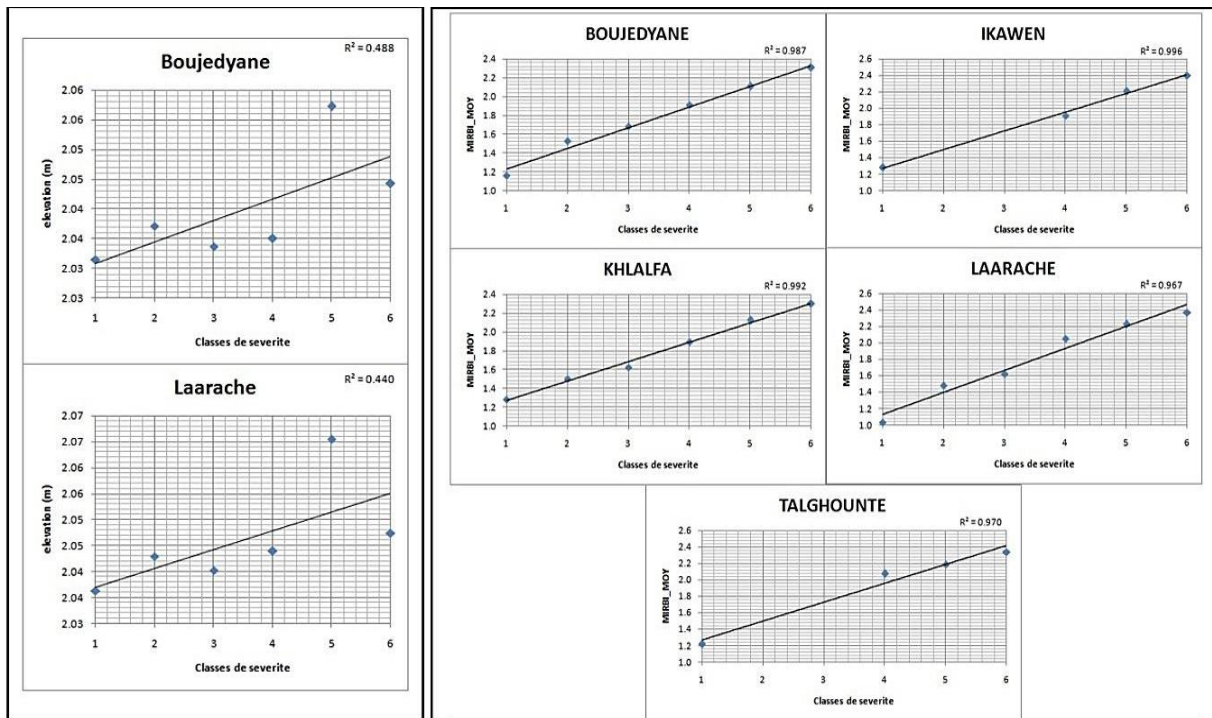
Quant aux paramètres topographiques, nous constatons que les forêts fortement brûlées ont une exposition vers l'ouest, nord-ouest et sud-ouest ce qui correspond à la forte illumination de l'après-midi (Figure 42). La pente a montré aussi une corrélation négative à la sévérité mais pas dans toutes les forêts étudiées. Les feux intenses sont localisés vers les faibles pentes. Ceci peut être expliqué par les facteurs humains. En effet, les agglomérations et les activités humaines sont plus intenses au niveau des faibles pentes. Concernant l'altitude, elle a montré une faible corrélation dans les forêts à basse altitude de moins de 900m (Laarache, Khlalfa et Boujediane) alors qu'elle est positivement corrélée dans la forêt à haute altitude. (Annexes 2)



Corrélation entre l'indice BAI et les classes de sévérité - SENTINEL-2

Corrélation entre l'indice BAI et les classes de sévérité - OLI

Figure 36 : Corrélation entre l'indice BAI et les classes de sévérité



Corrélation entre l'indice MIRBI et les classes de sévérité - SENTINEL-2

Corrélation entre l'indice MIRBI et les classes de sévérité - OLI

Figure 37 : Corrélation entre l'indice MIRBI et les classes de sévérité

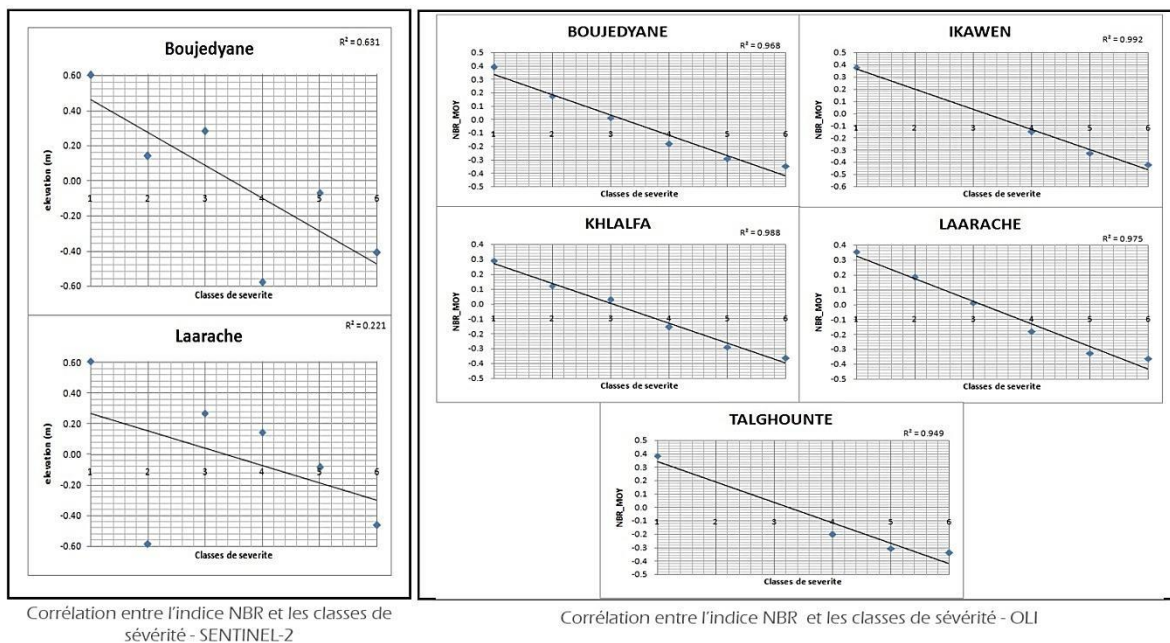


Figure 38 : Corrélation entre l'indice NBR et les classes de sévérité

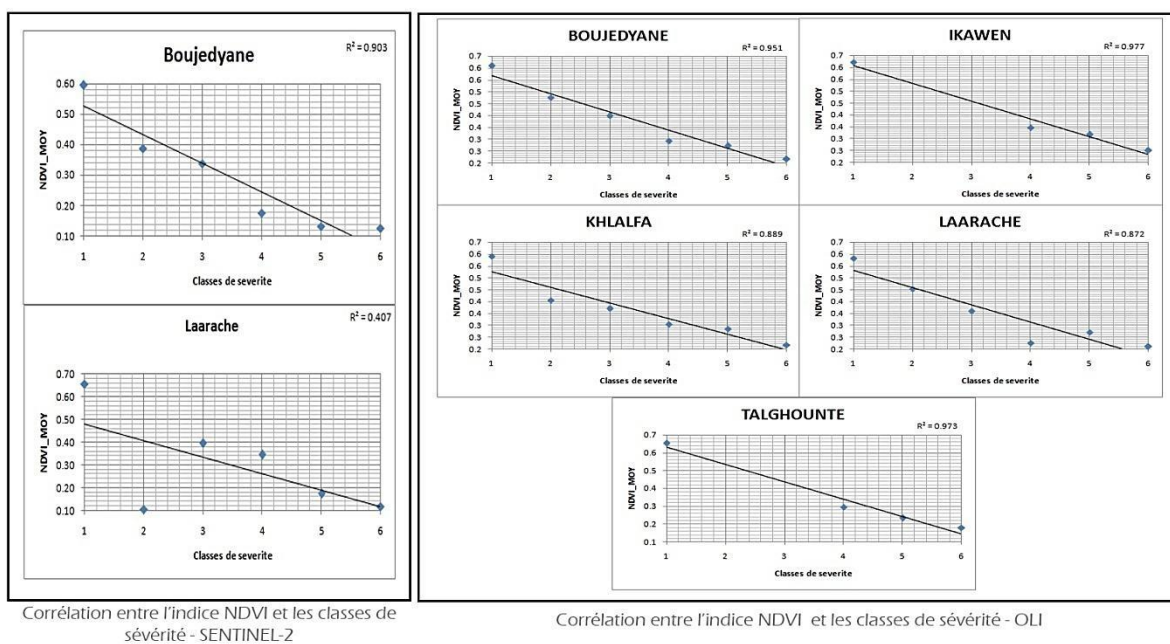
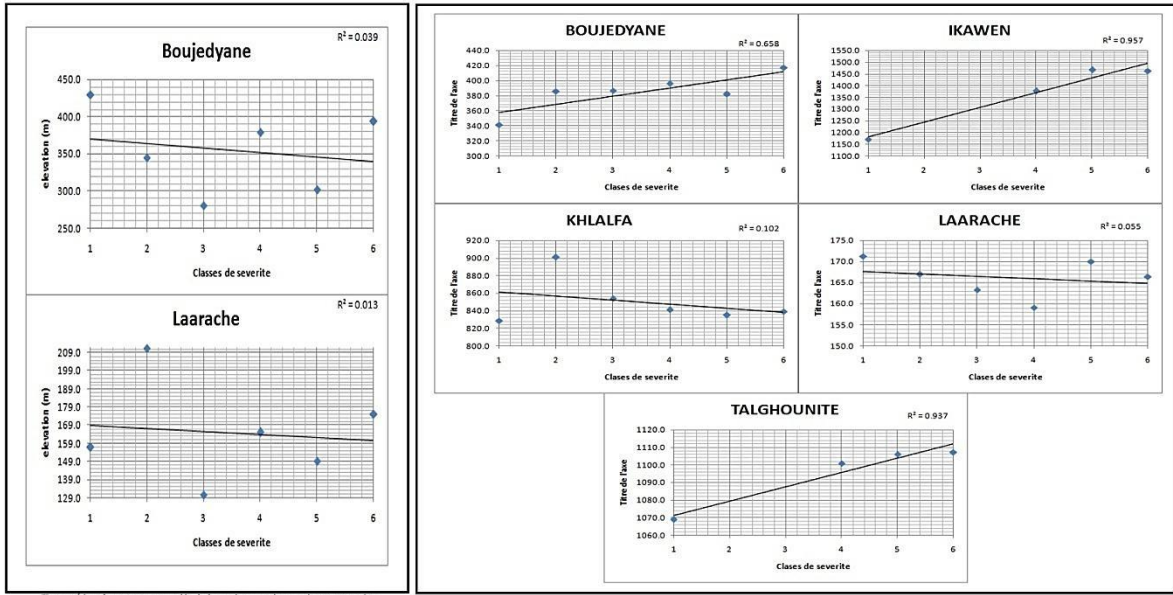


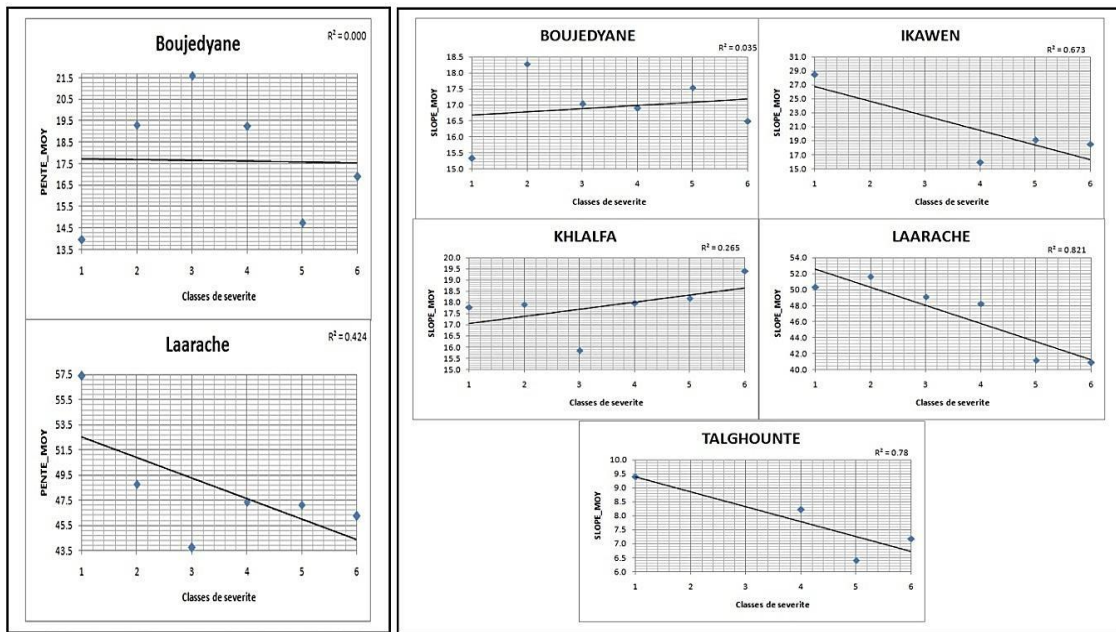
Figure 39 : corrélation entre l'indice NDVI et les classes de sévérité



Corrélation entre l'altitude et les classes de sévérité - SENTINEL-2

Corrélation entre l'altitude et les classes de sévérité - OLI

Figure 40 : Corrélation entre l'altitude et les classes de sévérité



Corrélation entre la pente et les classes de sévérité - SENTINEL-2

Corrélation entre la pente et les classes de sévérité - OLI

Figure 41 Corrélation entre la pente et les classes de sévérité

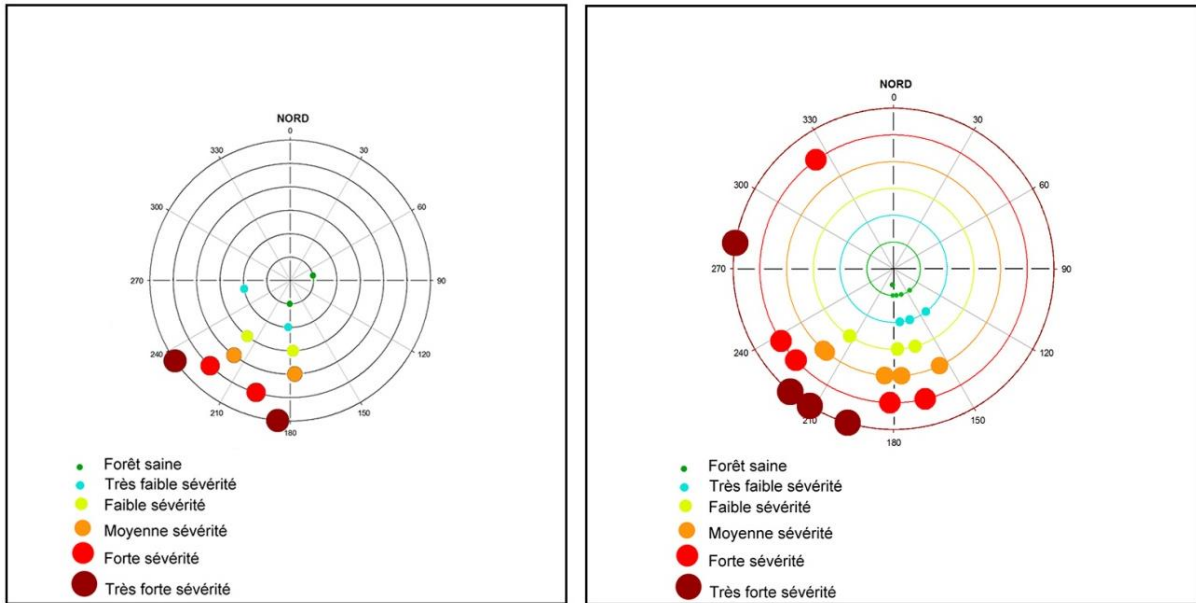


Figure 42: Corrélation des classes de sévérité avec l'exposition

4.4 Conclusion

Le présent travail a porté sur l'étude des feux de forêt en Rif du Maroc en utilisant les données spectrales LANDSAT-8, SENTINEL-2 et les données topographiques. Premièrement, une caractérisation spectrale a été réalisée qui a montré que la détérioration de la structure interne de la feuille, la diminution de la teneur en chlorophylle et de l'humidité dans la végétation affectée par le feu conduisent à une augmentation de la réponse spectrale dans la longueur d'onde du SWIR et à une diminution du NIR.

Dans un second temps, les méthodes des indices spectraux ainsi que la classification par méthode Spectral Angle Mapper (SAM) ont été utilisées. Les aboutissements de ce travail peuvent être classés comme suit :

- ❖ Les intervalles de valeurs BAI, NBR et MIRBI permettant la cartographie de la végétation brûlée ont été identifiés,
- ❖ MIRBI et NBR donnent les meilleures cartes en notant que NBR-S2 est meilleur que NBR-OLI,
- ❖ La classification SAM a donné des résultats satisfaisants dans la cartographie de la sévérité des feux et nécessite une validation sur le terrain pour quantifier les erreurs de classification,
- ❖ Les deux indices MIRBI et NBR sont les meilleurs indices dans la caractérisation de la sévérité avec une légère supériorité de MIRBI,

- ❖ Les forêts fortement brûlées ont une exposition Ouest, Nord-ouest et Sud-ouest ce qui correspond à la forte illumination de l'après-midi,
- ❖ Les forêts fortement brûlées parfois sont localisées dans les faibles pentes.

*CONCLUSION
GÉNÉRALE ET
PERSPECTIVE*

L'objectif du travail était de cartographier à grande échelle et avec précision surtout au niveau du Rif dans le Nord du Maroc, les zones atteintes par les feux de forêt avec la méthode la plus simple et qui prend le moins de temps en analyse utilisant les indices spectraux, aussi faire une classification de sévérité des feux dans des parcelles spécifiques avec une méthode de classification supervisée.

La cartographie des zones brûlées, dans le Rif, était réalisée avec un algorithme semi-automatique et élaboré par nos soins qu'on a appelé BAA (Burn Area Algorithme), celui-ci utilisant deux images MOD09A1 issue de Modis Terra et combinant les indices spectraux tel le NDVI indice de végétation, le NBR l'indice le plus utilisé pour la détection des feux et le BAIM. Celui-ci a été testé par Martin Pilar au sud de l'Espagne et adapté aux images Modis pour la détection des zones brûlées, et les méthodes mono temporelles et multi temporelles et la classification par arbre de décision appliqué sur un seuillage des indices. L'algorithme a donné une grande satisfaction par rapport au produit déjà élaboré au niveau des hautes firmes tel la NASA et une comparaison avec leur produit final le MCD64A1 de la nouvelle collection 6 et le MCD45A1 ancienne collection 5a montré une précision dans la détection des zones brûlées que dans l'estimation des surfaces brûlées mais surtout dans la zone d'étude qui est le Nord du Maroc.

La cartographie de la sévérité était réalisée au niveau de 3 grands feux toujours dans la même zone d'étude qui est le Nord du Maroc, le Rif, la méthode utilisée était toujours dans l'objectif de réduire le temps de calcul, simplicité et précision, c'est dans ce sens qu'on a choisi la méthode de classification SAM sur des images à moyenne résolution Landsat 8 et Sentinel 2. Cette méthode qui a déjà fait preuve dans des travaux antérieurs, a aussi donné des résultats très intéressants par analyse visuelle mais une validation sur le terrain reste essentielle pour enlever l'ambiguïté et faut tenir compte que la validation sur le terrain doit se faire juste après le feu. L'un des résultats intéressants est qu'il y a une forte corrélation entre les classes de sévérité, quelques-uns des indices spectraux et l'exposition au soleil.

Tout compte fait et pour une première étude au niveau national, il reste encore à effectuer tel une collecte nationale de données précises et à jour; soit en ayant recours aux données auprès des HCEFLCD ou en faisant du terrain ou en utilisant les produits de cartographie des feux de forêts issues de la télédétection, afin d'ajouter des seuillages et de là faire une cartographie nationale, spatiale et temporelle.

Afin de soutenir et de mieux exploiter le potentiel de l'algorithme, la méthodologie devrait être validée par des tests supplémentaires sur d'autres paysages forestiers avec des couvertures forestières différentes. En outre, le nombre d'échantillons sur le terrain devrait être augmenté et la distribution spatiale des incendies observés, ce qui permet d'obtenir un meilleur algorithme, en particulier un seuillage plus précis des indices spectraux.

La sévérité aussi reste essentielle surtout au niveau des plans de rétablissement de l'écosystème brûlé. L'évaluation du potentiel des différentes méthodes de classifications supervisées à savoir Maximum de vraisemblance, Support Vector Machine avec Spectral Angle Mapper afin de cartographier les classes de sévérité doivent être additionnées à une validation terrain.

Entre autre, un travail est en cours afin de concevoir notre propre indice spécifique à notre région pour la cartographie des zones brûlées avec des images moyenne résolution.

Afin de concevoir un modèle qui aura la possibilité de prévenir les zones à risques de feux dans le Maroc, un projet sera déposé afin de collecté un maximum de données terrestre atmosphérique et climatique et les insérer dans des modèles issues du deep learning et de l'intelligence artificiel qui reste les méthodes les plus à la pointes dernièrement.

BIBLIOGRAPHIE

Liste des références

- Aafi A., 2003c. Ecosystèmes naturels des zones semi-arides, arides et hyper-arides du Maroc 78 p.
- Alonso-Canas, I., Chuvieco, E., 2015. Global burned area mapping from ENVISAT-MERIS and MODIS active fire data. *Remote Sens. Environ.* 163, 140–152. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.011>
- Al-Rawi, K.R., Casanova, J.L., Calle, A., 2001. Burned area mapping system and fire detection system, based on neural networks and NOAA-AVHRR imagery. *Int. J. Remote Sens.* 22, 2015–2032. <https://doi.org/10.1080/014311601117531>
- Andreae, 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning [WWW Document]. URL <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2000GB001382> (accessed 5.27.19).
- Anggraeni, A., Lin, C., 2011. Application of SAM and SVM Techniques to Burned Area Detection for Landsat TM Images in Forests of South Sumatra, in: *International Conference on Environmental Science and Technology*. pp. V2160–V2164.
- Anon, 2001b. *State of the World's Forests*. FAO, Rome, Italy.
- Aristeidis, K., Vasiliki, K., 2015. Evaluation of the post-fire erosion and flood control works in the area of Cassandra (Chalkidiki, North Greece). *J. For. Res.* 26, 209–217. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0005-9>
- Bastarrika, A., Chuvieco, E., Martín, M.P., 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sens. Environ.* 115, 1003–1012. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.005>
- Ben Haj, H. Bazairi, S. BENHISSOUNE, 2009. Diagnostic de la biodiversité marine du Rif central (Méditerranée, Maroc) et orientations de gestion. *UNEP-MAP RAC/SPA, Contrat CAR/ASP 47*: 100.
- Benabid, A., 1983b. Eludes biogéographique et dynamique des peuplements forestiers du Rif (Maroc). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc* 1.23, 49–129.
- Bertolette, D., Spotskey, D., 2001. Remotely sensed burn severity mapping, in: *Crossing Boundaries in Park Management: Proceedings of the 11th Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands*. pp. 16–20.
- Blérot, P., Mhirit, O., 1999. *Le grand livre de la forêt marocaine*. Editions Mardaga.
- Boschetti, M., Stroppiana, D., Brivio, P.A., 2010. Mapping Burned Areas in a Mediterranean Environment Using Soft Integration of Spectral Indices from High-Resolution Satellite Images. *Earth Interact.* 14, 1–20. <https://doi.org/10.1175/2010EI349.1>
- Brewer, C.K., Winne, J.C., Redmond, R.L., Opitz, D.W., Mangrich, M.V., 2005. Classifying and Mapping Wildfire Severity [WWW Document]. <https://doi.org/info:doi/10.14358/PERS.71.11.1311>
- Brumby, S.P., Harvey, N.R., Bloch, J.J., Theiler, J.P., Perkins, S.J., Young, A.C., Szymanski, J.J., 2001. Evolving forest fire burn severity classification algorithms for multispectral imagery, in: *Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VII*. Presented at the Algorithms for Multispectral,

- Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VII, International Society for Optics and Photonics, pp. 236–245. <https://doi.org/10.1117/12.437013>
- C. Conese, E. Checcacci, 2006. Burned forest mapping from satellite images, in: 2006 First International Symposium on Environment Identities and Mediterranean Area. Presented at the 2006 First International Symposium on Environment Identities and Mediterranean Area, pp. 68–72. <https://doi.org/10.1109/ISEIMA.2006.345049>
- Caetano MS, Mertes AK, Pereira MC, 1994. Using spectral mixture analysis for fire severity mapping. Presented at the 2nd International Conference on Forest Fire Research, , Coimbra, pp. 667–677.
- Campbell, J.B., Wynne, R.H., 2011. Introduction to remote sensing. Guilford Press.
- Cao, J., Li, L., 2009. Cluster synchronization in an array of hybrid coupled neural networks with delay. *Neural Netw.* 22, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.neunet.2009.03.006>
- Carlson, T.N., Ripley, D.A., 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sens. Environ.* 62, 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1)
- Cassidy, L., 2007. Mapping the annual area burned in the wetlands of the Okavango panhandle using a hierarchical classification approach. *Wetl. Ecol. Manag.* 15, 253–268. <https://doi.org/10.1007/s11273-006-9026-2>
- Castellana, L., D'Addabbo, A., Pasquariello, G., 2007. A composed supervised/unsupervised approach to improve change detection from remote sensing. *Pattern Recognit. Lett.* 28, 405–413. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2006.08.010>
- Chompuchan, C., Lin, C.-Y., 2017. Assessment of forest recovery at Wu-Ling fire scars in Taiwan using multi-temporal Landsat imagery. *Ecol. Indic.* 79, 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.038>
- Chu, T., Guo, X., 2014. Remote Sensing Techniques in Monitoring Post-Fire Effects and Patterns of Forest Recovery in Boreal Forest Regions: A Review. *Remote Sens.* 6, 470–520. <https://doi.org/10.3390/rs6010470>
- Chuvieco, E., Aguado, I., Cocero, D., Riaño, D., 2003. Design of an empirical index to estimate fuel moisture content from NOAA-AVHRR images in forest fire danger studies. *Int. J. Remote Sens.* 24, 1621–1637. <https://doi.org/10.1080/01431160210144660b>
- Chuvieco, E., Congalton, R.G., 1989. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. *Remote Sens. Environ.* 29, 147–159. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90023-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90023-0)
- Chuvieco, E., Kasischke, E.S., 2007. Remote sensing information for fire management and fire effects assessment. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 112.
- Chuvieco, E., Lizundia-Loiola, J., Pettinari, M.L., Ramo, R., Padilla, M., Tansey, K., Mouillot, F., Laurent, P., Storm, T., Heil, A., Plummer, S., 2018. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies 18.
- Chuvieco, E., Martín, M.P., Palacios, A., 2002. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *Int. J. Remote Sens.* 23, 5103–5110. <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>

- Chuvieco, Emilio, Martin, M.P., Palacios, A., 2002. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *Int. J. Remote Sens.* 23, 5103–5110.
- Chuvieco, E., Opazo, S., Sione, W., Valle, H. del, Anaya, J., Bella, C.D., Cruz, I., Manzo, L., López, G., Mari, N., González-Alonso, F., Morelli, F., Setzer, A., Csiszar, I., Kanpandegi, J.A., Bastarrika, A., Libonati, R., 2008. GLOBAL BURNED-LAND ESTIMATION IN LATIN AMERICA USING MODIS COMPOSITE DATA. *Ecol. Appl.* 18, 64–79. <https://doi.org/10.1890/06-2148.1>
- Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F.M., Martin, P., 2006. Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 111. <https://doi.org/10.1029/2005JG000143>
- Clayton, S., Opatow, S., 2003. Justice and identity: Changing perspectives on what is fair. *Personal. Soc. Psychol. Rev.* 7, 298–310.
- Colin, P.Y., Jappiot, M., Mariel, A., 2001. Protection des forêts contre l'incendie. Fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen. *Cah. FAO Conserv. FAO.*
- D. P. Roy, L. Boschetti, S. N. Trigg, 2006. Remote sensing of fire severity: assessing the performance of the normalized burn ratio. *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.* 3, 112–116. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2005.858485>
- De Santis, A., Chuvieco, E., 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 113, 554–562. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.011>
- De Santis, A., Chuvieco, E., 2007. Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sens. Environ.* 108, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.022>
- Duncan, 2009. Learning progressions: Aligning curriculum, instruction, and assessment - *Journal of Research in Science Teaching* [WWW Document]. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/tea.20316> (accessed 4.24.19).
- E. S. Kasischke, L. L. Bourgeau-Chavez, N. H. F. French, 1994. Observations of variations in ERS-1 SAR image intensity associated with forest fires in Alaska. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 32, 206–210. <https://doi.org/10.1109/36.285204>
- Edwards, A.C., Maier, S.W., Hutley, L.B., Williams, R.J., Russell-Smith, J., 2013. Spectral analysis of fire severity in north Australian tropical savannas. *Remote Sens. Environ.* 136, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.013>
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P., 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *Int. J. Remote Sens.* 29, 1053–1073. <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>
- Ezzine et al, 2005. Conception et mise en place d'un système à base de données NOAA-AVHRR, pour la prévention et le suivi des incendies de forêts au Maroc [WWW Document]. *ResearchGate*. URL https://www.researchgate.net/publication/268271399_Conception_et_mise_en_place_d'un_système_a_base_de_données_NOAA-AVHRR_pour_la_prévention_et_le_suivi_des_incendies_de_forêts_au_Maroc (accessed 4.24.19).

- Faggianelli, G., Brun, A., Wurtz, E., Muselli, M., 2013. Assessment of natural ventilation potential for summer comfort in buildings on Mediterranean coastal zones.
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., 2007. The shuttle radar topography mission. *Rev. Geophys.* 45.
- Fernández-García, V., Santamarta, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., Calvo, L., 2018. Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sens. Environ.* 206, 205–217. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.029>
- Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano, C., 2016. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 50, 170–175. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.03.005>
- Fernández-Manso, O., Quintano, C., Fernández-Manso, A., 2009. Combining spectral mixture analysis and object-based classification for fire severity mapping. *For. Syst.* 18, 296–313. <https://doi.org/10.5424/fs/2009183-01070>
- Flannigan M.D. and Vonder Haar T.H., 1986. Forest-fire-scar aging using SPOT-VEGETATION for Canadian ecoregions - Canadian Journal of Forest Research [WWW Document]. URL <https://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x03-040#.XMB3TolKjIU> (accessed 4.24.19).
- Flasse, S.P., Trigg, S.N., Ceccato, P.N., Perryman, A.H., Hudak, A.T., Thompson, M.W., Brockett, B.H., Dramé, M., Ntabeni, T., Frost, P.E., 2004. 8. Remote Sensing Of Vegetation Fires And Its Contribution To A Fire Management Information System.
- Frederiksen, P., Langaas, S., Mbaye, M., 1990. NOAA-AVHRR and GIS-Based Monitoring of Fire Activity in Senegal — a Provisional Methodology and Potential Applications, in: Goldammer, J.G. (Ed.), *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges*, Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 400–417. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_17
- French, N.H.F., Kasischke, E.S., Hall, R.J., Murphy, K.A., Verbyla, D.L., Hoy, E.E., Allen, J.L., 2008. Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results.
- Gao, B., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ.* 58, 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- García, M.J.L., Caselles, V., 1991. Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto Int.* 6, 31–37. <https://doi.org/10.1080/10106049109354290>
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L., Justice, C.O., 2018. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sens. Environ.* 217, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
- Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B., Justice, C.O., 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sens. Environ.* 113, 408–420. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.006>
- Giglio, L., Randerson, J.T., Werf, G.R. van der, Kasibhatla, P.S., Collatz, G.J., Morton, D.C., DeFries, R.S., 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences* 7, 1171–1186. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1171-2010>

- Gitas, I.Z., Mitri, G.H., Ventura, G., 2004. Object-based image classification for burned area mapping of Creus Cape, Spain, using NOAA-AVHRR imagery. *Remote Sens. Environ., Forest Fire Prevention and Assessment* 92, 409–413. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.006>
- Gómez, I., Martín, M.P., 2011. Prototyping an artificial neural network for burned area mapping on a regional scale in Mediterranean areas using MODIS images. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 13, 741–752. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.05.002>
- Gómez Nieto, I., Martín, M.P., 2007. Improving the performance of the BAIM index for burnt area mapping using MODIS data. European Commission.
- Gonzalez-Alonso, F., Cuevas, J.M., Calle, A., Casanova, J.L., Romo, A., 2004. Spanish vegetation monitoring during the period 1987–2001 using NOAA-AVHRR images. *Int. J. Remote Sens.* 25, 3–6. <https://doi.org/10.1080/0143116031000115229>
- Gonzalez-Alonso, F., Cuevas, J.M., Casanova, J.L., Calle, A., Illera, P., 1997. A forest fire risk assessment using NOAA AVHRR images in the Valencia area, eastern Spain. *Int. J. Remote Sens.* 18, 2201–2207.
- Hall, D.K., Ormsby, J.P., Johnson, L., Brown, J., 1980. Landsat digital analysis of the initial recovery of burned tundra at Kokolik River, Alaska. *Remote Sens. Environ.* 10, 263–272. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(80\)90086-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(80)90086-3)
- Hardtke, L.A., Blanco, P.D., del Valle, H.F., Metternicht, G.I., Sione, W.F., 2015. Automated mapping of burned areas in semi-arid ecosystems using modis time-series imagery. *ISPRS - Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XL-7/W3, 811–814. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-811-2015>
- Hua, L., Shao, G., 2017. The progress of operational forest fire monitoring with infrared remote sensing. *J. For. Res.* 28, 215–229. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0361-8>
- Hudak, A.T., Wessman, C.A., 1998. Textural Analysis of Historical Aerial Photography to Characterize Woody Plant Encroachment in South African Savanna. *Remote Sens. Environ.* 66, 317–330. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00078-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00078-9)
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ., The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): a new generation of Land Surface Monitoring* 83, 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Jacquin, A., Denux, J.-P., Chéret, V., 2011. Choix d'un indice spectral adapté à la détection des surfaces brûlées dans des milieux de savanes dégradées – Application à Madagascar. *Can. J. Remote Sens.* 37, 314–320. <https://doi.org/10.5589/m11-040>
- Justice C. O. et al, 2006. A community land Earth System Data Record (ESDR) white paper on fire.
- Kasischke, E.S., Loboda, T., Giglio, L., French, N.H.F., Hoy, E.E., Jong, B. de, Riano, D., 2011. Quantifying burned area for North American forests: Implications for direct reduction of carbon stocks. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 116. <https://doi.org/10.1029/2011JG001707>
- Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* 18, 116–126.

- Key, C.H., Benson, N.C., 2006. Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio (Report No. RMRS-GTR-164-CD: LA 1-51). Ogden, UT.
- Key, C.H., Benson, N.C., 2005a. Landscape assessment: remote sensing of severity, the normalized burn ratio and ground measure of severity, the composite burn index. FIREMON Fire Eff. Monit. Inventory Syst. Ogden Utah USDA For. Serv. Rocky Mt. Res Stn.
- Key, C.H., Benson, N.C., 2005b. Landscape assessment: remote sensing of severity, the normalized burn ratio and ground measure of severity, the composite burn index. FIREMON Fire Eff. Monit. Inventory Syst. Ogden Utah USDA For. Serv. Rocky Mt. Res Stn.
- Key, C.H., Benson, N.C., 2002. Post-fire burn assessment by remote sensing on National Park Service lands. Natl. Park Serv. USA.
- Key, C.H., Benson, N.C., 1999. The Normalized Burn Ratio (NBR): A Landsat TM radiometric measure of burn severity. U. S. Geol. Surv. North. Rocky Mt. Sci. Center Bozeman MT.
- Koutsias, N., Karteris, M., 2000. Burned area mapping using logistic regression modeling of a single post-fire Landsat-5 Thematic Mapper image. *Int. J. Remote Sens.* 21, 673–687. <https://doi.org/10.1080/014311600210506>
- Koutsias, N., Karteris, M., 1996. Logistic regression modelling of thematic mapper data for burnt area mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19, 3499–3514.
- Koutsias, N., Karteris, M., Fernández-Palacios, A., Navarro, C., Jurado, J., Navarro, R., Lobo, A., 1999. Burnt land mapping at local scale, in: Chuvieco, E. (Ed.), *Remote Sensing of Large Wildfires: In the European Mediterranean Basin*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 157–187. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4_9
- Koutsias, N., Mallinis, G., Karteris, M., 2009. A forward/backward principal component analysis of Landsat-7 ETM+ data to enhance the spectral signal of burnt surfaces. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 64, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2008.06.004>
- Kriegler, F.J., Malila, W.A., Nalepka, R.F., Richardson, W., 1969. Preprocessing Transformations and Their Effects on Multispectral Recognition. Presented at the Remote Sensing of Environment, VI, p. 97.
- Kruse, F.A., Lefkoff, A.B., Boardman, J.W., Heidebrecht, K.B., Shapiro, A.T., Barloon, P.J., Goetz, A.F.H., 1993. The spectral image processing system (SIPS)—interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sens. Environ., Airbone Imaging Spectrometry* 44, 145–163. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90013-N](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90013-N)
- Langaas, S., Kane, R., 1991. Temporal spectral signatures of fire scars in savanna woodland, in: [Proceedings] IGARSS'91 Remote Sensing: Global Monitoring for Earth Management. IEEE, pp. 1157–1160.
- Laris, P.S., 2005. Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote Sens. Environ.* 99, 412–424. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.09.012>

- Lentile*, L.B., Holden*, Z.A., Smith*, A.M.S., Falkowski, M.J., Hudak, A.T., Morgan, P., Lewis, S.A., Gessler, P.E., Benson, N.C., 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *Int. J. Wildland Fire* 15, 319–345. <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Lentile, L.B., Morgan, P., Hudak, A.T., Bobbitt, M.J., Lewis, S.A., Smith, A.M.S., Robichaud, P.R., 2007. Post-Fire Burn Severity and Vegetation Response Following Eight Large Wildfires Across the Western United States. *Fire Ecol.* 3, 91–108. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0301091>
- Li, Z., Nadon, S., Cihlar, J., 2000. Satellite-based detection of Canadian boreal forest fires: Development and application of the algorithm. *Int. J. Remote Sens.* 21, 3057–3069. <https://doi.org/10.1080/01431160050144956>
- Loboda, T., O'Neal, K.J., Csiszar, I., 2007. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. *Remote Sens. Environ.* 109, 429–442. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.017>
- Louis, J., Charantonis, A., Berthelot, B., European Space Agency, 2010. Cloud Detection for Sentinel-2. Presented at the Living planet symposium; 2010, ESA Communications, Bergen, Norway, p. 499.
- Lozano, F.J., Suárez-Seoane, S., de Luis, E., 2007. Assessment of several spectral indices derived from multi-temporal Landsat data for fire occurrence probability modelling. *Remote Sens. Environ.* 107, 533–544. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.10.001>
- Lozano, F.J., Suárez-Seoane, S., Kelly, M., Luis, E., 2008. A multi-scale approach for modeling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region. *Remote Sens. Environ.* 112, 708–719. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.06.006>
- Main-Knorn, M., Pflug, B., Louis, J., Debaecker, V., Müller-Wilm, U., Gascon, F., 2017. Sen2Cor for Sentinel-2, in: Bruzzone, L., Bovolo, F., Benediktsson, J.A. (Eds.), *Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIII*. Presented at the Image and Signal Processing for Remote Sensing, SPIE, Warsaw, Poland, p. 3. <https://doi.org/10.1117/12.2278218>
- Marino, E., Guillén-Climent, M., Ranz, P., Tomé, J.L., n.d. Fire severity mapping in Garajonay National Park: comparison between spectral indices 7.
- Maselli, F., Romanelli, S., Bottai, L., Zipoli, G., 2003. Use of NOAA-AVHRR NDVI images for the estimation of dynamic fire risk in Mediterranean areas. *Remote Sens. Environ.* 86, 187–197. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00099-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00099-3)
- M.A.T.E.U.H, 2002. Etude Nationale sur la Biodiversité, Maroc.
- Meng, R., Wu, J., Schwager, K.L., Zhao, F., Dennison, P.E., Cook, B.D., Brewster, K., Green, T.M., Serbin, S.P., 2017. Using high spatial resolution satellite imagery to map forest burn severity across spatial scales in a Pine Barrens ecosystem. *Remote Sens. Environ.* 191, 95–109. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.016>
- Merino-de-Miguel, S., Huesca, M., González-Alonso, F., 2010. Modis reflectance and active fire data for burn mapping and assessment at regional level. *Ecol. Model., Special Issue on Spatial and Temporal Patterns of Wildfires: Models, Theory, and Reality* 221, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.09.015>
- Mitri, G.H., Gitas, I.Z., 2008. Mapping the severity of fire using object-based classification of IKONOS imagery. *Int. J. Wildland Fire* 17, 431–442.

- Musyimi, Z., Said, M.Y., Zida, D., Rosenstock, T.S., Udelhoven, T., Savadogo, P., de Leeuw, J., Aynekulu, E., 2017. Evaluating fire severity in Sudanian ecosystems of Burkina Faso using Landsat 8 satellite images. *J. Arid Environ.* 139, 95–109. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.11.005>
- O. Mhirit, M. Et-Tobi, 2009. Les écosystèmes forestiers face au changement climatique : situation et perspectives d'adaptation au Maroc.
- Paulo M. Barbosa, Jesus San-Miguel-Ayanz, Guido Schmuck, 2002. Remote sensing of forest fires in Southern Europe using IRS-WiFS and MODIS data. Presented at the Proc.SPIE.
- Pereira, J.M.C., Sá, A.C.L., Sousa, A.M.O., Silva, J.M.N., Santos, T.N., Carreiras, J.M.B., 1999. Spectral characterisation and discrimination of burnt areas, in: Chuvieco, E. (Ed.), *Remote Sensing of Large Wildfires: In the European Mediterranean Basin*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 123–138. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4_7
- Pereira, M.C., Setzer, A.W., 1993. Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. *Int. J. Remote Sens.* 14, 2061–2078. <https://doi.org/10.1080/01431169308954022>
- Petropoulos, G.P., Vadrevu, K.P., Xanthopoulos, G., Karantounias, G., Scholze, M., 2010. A Comparison of Spectral Angle Mapper and Artificial Neural Network Classifiers Combined with Landsat TM Imagery Analysis for Obtaining Burnt Area Mapping. *Sensors* 10, 1967–1985. <https://doi.org/10.3390/s100301967>
- Pinty, B., Verstraete, M.M., 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio* 101, 15–20. <https://doi.org/10.1007/BF00031911>
- Plummer, S., Arino, O., Simon, M., Steffen, W., 2006. Establishing A Earth Observation Product Service For The Terrestrial Carbon Community: The Globcarbon Initiative. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 11, 97–111. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-1012-8>
- Ponzoni, F.J., EE, D.C.L., Hernandez Filho, 1998. Avaliação da área queimada e da regeneração da vegetação afetada pelo fogo na Parque Nacional de Brasília através de dados TM/Landsat. 4th SIMP.BRAS.SENSOR.REMOTO, Gramado, RS, 1, 615–621.
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Shimabukuro, Y.E., 2006. Mapping burned areas in Mediterranean countries using spectral mixture analysis from a uni-temporal perspective. *Int. J. Remote Sens.* 27, 645–662. <https://doi.org/10.1080/01431160500212195>
- Quintano, C., Fernandez-Manso, A., Roberts, D.A., 2017. Burn severity mapping from Landsat MESMA fraction images and Land Surface Temperature. *Remote Sens. Environ.* 190, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.009>
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Stein, A., Bijker, W., 2011. Estimation of area burned by forest fires in Mediterranean countries: A remote sensing data mining perspective. *For. Ecol. Manag.* 262, 1597–1607. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.010>
- Rabus, B., Eineder, M., Roth, A., Bamler, R., 2003. The shuttle radar topography mission— a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. *ISPRS J.*

- Photogramm. Remote Sens. 57, 241–262. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(02\)00124-7](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00124-7)
- Rigolot E, 2008. impact du changement climatique sur les feux de forêt.
- Rouse, J.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS.
- Roy, D.P., Boschetti, L., Justice, C.O., Ju, J., 2008. The collection 5 MODIS burned area product — Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. Remote Sens. Environ. 112, 3690–3707. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.05.013>
- Roy, D.P., Landmann, T., 2005. Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. Int. J. Remote Sens. 26, 4197–4218. <https://doi.org/10.1080/01431160500112783>
- Roy, D.P., Lewis, P.E., Justice, C.O., 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. Remote Sens. Environ., The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): a new generation of Land Surface Monitoring 83, 263–286. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00077-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00077-9)
- Ruiz, J.A.M., Lázaro, J.R.G., Cano, I.D.Á., Leal, P.H., 2014. Burned Area Mapping in the North American Boreal Forest Using Terra-MODIS LTDR (2001–2011): A Comparison with the MCD45A1, MCD64A1 and BA GEOLAND-2 Products. Remote Sens. 6, 815–840. <https://doi.org/10.3390/rs6010815>
- Ryan, K., Noste, N., 1985. Evaluating Prescribed Fires. Proc. - Symp. Workshop Wilderness Fire 230–238.
- S. Tanaka, H. Kimura, Y. Suga, 1983. Preparation of a 1:25000 Landsat map for assessment of burnt area on Etajima Island: 17–31.
- San Miguel-Ayanz, J., Salvador Civil, R., Schmuck, G., Peedell, S., 1999. Monitoring forest fires in southern Europe with medium spatial resolution remotely sensed data, in: Proceedings of the IUFRO'99 Conference on Remote Sensing and Forest Monitoring, Held. pp. 1–3.
- Sánchez, J.M., Rubio, E., López-Serrano, F.R., Caselles, V., Bisquert, M.M., 2009. Effects of fire on surface energy fluxes in a central Spain Mediterranean forest. Ground measurements and satellite monitoring, in: Proceedings of the VII International EARSeL Workshop. pp. 2–5.
- Sckokai, P., Moro, D., 2006. Modeling the Reforms of the Common Agricultural Policy for Arable Crops under Uncertainty. Am. J. Agric. Econ. 88, 43–56. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2006.00857.x>
- Scott, A.C., Glasspool, I.J., 2006. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. Proc. Natl. Acad. Sci. 103, 10861–10865.
- Seidl, R., Fernandes, P.M., Fonseca, T.F., Gillet, F., Jöhnsson, A.M., Merganičová, K., Netherer, S., Arpaci, A., Bontemps, J.D., Bugmann, H., González-Olabarria, J.R., Lasch, P., Meredieu, C., Moreira, F., Schelhaas, M., Mohren, G.M.J., 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. Ecol. Model. 222, 903–924. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.040>

- Shakesby, R.A., 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Sci. Rev.* 105, 71–100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Sci. Rev.* 74, 269–307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Sikkink, P.G., 2015. Comparison of six fire severity classification methods using Montana and Washington wildland fires. Keane Robert E Jolly Matt Parsons Russell Riley Karin Proc. Large Wildland Fires Conf. May 19-23 2014 Missoula MT Proc RMRS-P-73 Fort Collins CO US Dep. Agric. For. Serv. Rocky Mt. Res. Stn. P 213-226 73, 213–226.
- Simon, M., Plummer, S., Fierens, F., Hoelzemann, J.J., Arino, O., 2004. Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 109. <https://doi.org/10.1029/2003JD003622>
- Sorbel, B., Allen, J., 2005. Space-based burn severity mapping in Alaska's National Parks. *Alsk. Park Sci.* 4, 4–11.
- Tansey, K., Grégoire, J.-M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.-F., Bogaert, E. van, Bartholomé, E., 2008. A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophys. Res. Lett.* 35. <https://doi.org/10.1029/2007GL031567>
- Tansey, K., Grégoire, J.-M., Stroppiana, D., Sousa, A., Silva, J., Pereira, J., Boschetti, L., Maggi, M., Brivio, P.A., Fraser, R., 2004. Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 109.
- Tessler, 2016. Recovery of Mediterranean Vegetation after Recurrent Forest Fires: Insight from the 2010 Forest Fire on Mount Carmel, Israel - Tessler - 2016 - Land Degradation & Development - Wiley Online Library [WWW Document]. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2419> (accessed 4.24.19).
- Thomas, W.L., 1956. Man's role in changing the face of the earth. Published for the Wenner-Gren Foundation for Anthropological Research and the National Science Foundation by the University of Chicago Press, Chicago.
- Thonicke, K., Spessa, A., Prentice, I.C., Harrison, S.P., Dong, L., Carmona-Moreno, C., 2010. The influence of vegetation, fire spread and fire behaviour on biomass burning and trace gas emissions: results from a process-based model. *Biogeosciences* 7, 1991–2011.
- Trigg, S., Flasse, S., 2001. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. *Int. J. Remote Sens.* 22, 2641–2647. <https://doi.org/10.1080/01431160110053185>
- Tsela, P., Wessels, K., Botai, J., Archibald, S., Swanepoel, D., Steenkamp, K., Frost, P., 2014. Validation of the Two Standard MODIS Satellite Burned-Area Products and an Empirically-Derived Merged Product in South Africa. *Remote Sens.* 6, 1275–1293. <https://doi.org/10.3390/rs6021275>
- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 8, 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)

- Turner, M.G., Romme, W.H., Gardner, R.H., Hargrove, W.W., 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in yellowstone national park. *Ecol. Monogr.* 67, 411–433. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0411:EOFSAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0411:EOFSAP]2.0.CO;2)
- Veraverbeke, S., Harris, S., Hook, S., 2011. Evaluating spectral indices for burned area discrimination using MODIS/ASTER (MASTER) airborne simulator data. *Remote Sens. Environ.* 115, 2702–2709. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.06.010>
- Veraverbeke, S., Lhermitte, S., Verstraeten, W.W., Goossens, R., 2010. The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Remote Sens. Environ.* 114, 2548–2563. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.05.029>
- Vermote, E.F., Vermeulen, A., 1999. Atmospheric correction algorithm: spectral reflectances (MOD09). Algorithm Theoretical Background document, version 4.0.
- Walz, Y., Maier, S.W., Dech, S.W., Conrad, C., Colditz, R.R., 2007. Classification of burn severity using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): A case study in the jarrah-marri forest of southwest Western Australia. *J. Geophys. Res.* 112. <https://doi.org/10.1029/2005JG000118>
- Wang, X., Thompson, D.K., Marshall, G.A., Tymstra, C., Carr, R., Flannigan, M.D., 2015. Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change. *Clim. Change* 130, 573–586. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1375-5>
- White, J.D., Ryan, K.C., Key, C.C., Running, S.W., 1996. Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *Int. J. Wildland Fire* 6, 125–136.
- Wu, M., Knorr, W., Thonicke, K., Schurgers, G., Camia, A., Arneeth, A., 2015. Sensitivity of burned area in Europe to climate change, atmospheric CO₂ levels, and demography: A comparison of two fire-vegetation models: PROJECTED FUTURE BURNED AREA IN EUROPE. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 120, 2256–2272. <https://doi.org/10.1002/2015JG003036>
- Xiao-rui, T., Mcrae, D.J., Li-fu, S., Ming-yu, W., Hong, L., 2005. Satellite remote-sensing technologies used in forest fire management. *J. For. Res.* 16, 73–78. <https://doi.org/10.1007/BF02856861>
- Zheng, Z., Zeng, Y., Li, S., Huang, W., 2016. A new burn severity index based on land surface temperature and enhanced vegetation index. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 45, 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.11.002>
- Zidane, I., Lhissou, R., Bouli, A., Mabrouki, M., 2019. An improved algorithm for mapping burnt areas in the Mediterranean forest landscape of Morocco. *J. For. Res.* 30, 981–992. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0669-7>

ANNEXES

Annexe1 : Conversion des coordonnées pour la projection sinusoidale MODIS

La navigation des produits MODIS en tuiles dans la projection sinusoidale peut être effectuée en utilisant les transformations cartographiques avant et arrière décrites ici. Nous devons d'abord définir quelques constantes :

$R=6371007.181$; le rayon de la sphère idéalisée représentant la Terre ;
 $T=1111950.5197$; la hauteur et la largeur de chaque tuile MODIS dans le plan de projection ;
 $x_{min}=-1111950.5197$; la limite ouest du plan de projection ;
 $Y_{max}=4447802.0787$; la limite nord du plan de projection ;
 $w=T/2400$; la taille réelle d'une cellule de grille sinusoidale MODIS de "500 m".

1.1 Cartographie prospective :

Indiquer la latitude et la longitude du lieu (en radians) comme et, respectivement. Calculez d'abord la position du point sur la grille sinusoidale globale :

$x=R*\text{long}*\cos(\text{lat})$;
 $y=R*\text{lat}$;

Calculer ensuite les coordonnées horizontales (H) et verticales (V) de la tuile, où $0 \leq H \leq 35$ et $0 \leq V \leq 17$

$H=(x-x_{min})/T$;
 $V=(y_{max}-y)/T$;

Où $\lfloor \rfloor$ est la fonction de plancher. Enfin, calculez les coordonnées de la ligne (i) et de la colonne (j) de la cellule de la grille dans la tuile MODIS :

$i=((y_{max}-y)*\text{mod}(T)/w)-0.5$;
 $j=((x-x_{min})*\text{mod}(T)/w)-0.5$;

Notez que pour tous les produits MODIS de 500 m sur la grille sinusoidale $0 \leq i \leq 2399$ et $0 \leq j \leq 2399$.

1.2 Cartographie inversée :

Ici, nous avons la ligne (i) et la colonne (j) dans la tuile MODIS H, V. Calculez d'abord la position du centre de la cellule de la grille sur la grille sinusoidale globale :

$x=(j+0.5)w+HT+x_{min}$
 $y=y_{max}-(i+0.5)w-VT$

Ensuite, calculez la latitude et la longitude au centre de la cellule de la grille (en radians) :

$\text{Lat}=y/R$;
 $\text{Long}=x/R\cos(\text{lat})$;

Annexe2 : Statistiques corrélation entre sévérité et données topographiques

Tableau 16 : Valeurs d'élévation correspondantes aux classes de sévérité - OLI

		CLASSES	MIN	MAX	MNT_MOY
Laarache	Forêt saine		33	635	341.19
	Moy sévérité		189	506	396.01
	Forte sévérité		248	498	381.63
	Faible sévérité		221	505	386.69
	Très Forte sévérité		308	502	417.28
	Très faible sévérité		205	499	385.59
Boujedya	Forêt saine		842	1531	1170.23
	Moy sévérité		1362	1393	1377.17
	Forte sévérité		1361	1567	1466.39
	Très Forte sévérité		1374	1558	1461.44
Ikawen	Forêt saine		704	936	828.58
	Moy sévérité		720	974	840.75
	Forte sévérité		721	964	834.84
	Faible sévérité		746	935	853.88
	Très Forte sévérité		730	924	839.18
	Très faible sévérité		886	908	900.80
Khlalfa	Forêt saine		47	279	171.27
	Moy sévérité		86	234	159.07
	Forte sévérité		121	234	169.99
	Faible sévérité		84	221	163.27
	Très Forte sévérité		134	221	166.34
	Très faible sévérité		83	228	166.95
Talghount	Forêt saine		825	1329	1068.85
	Moy sévérité		1095	1107	1100.94
	Forte sévérité		1106	1106	1106.00
	Très Forte sévérité		1100	1113	1107.10

Tableau 17 : Valeurs de pente correspondantes aux classes de sévérité - OLI

		CLASSES	MIN	MAX	SLOPE_MOY
Laarache	Forêt saine		0.70434761047	43.48950576780	15.31510960770
	Moy sévérité		0.78747463226	41.79231262210	16.89161364580
	Forte sévérité		3.24357604980	34.51355361940	17.54093109830
	Faible sévérité		2.48880362511	37.24680709840	17.01808294770
	Très Forte sévérité		4.00904560089	35.24399185180	16.49036227840
	Très faible sévérité		3.18594241142	34.29187774660	18.27891781030
Boujedya	Forêt saine		4.00904560089	51.45153808590	28.43670380590
	Moy sévérité		7.09484815598	23.51945877080	15.85857939720
	Forte sévérité		3.18594241142	33.57088470460	19.04423136280
	Très Forte sévérité		3.73853278160	31.31063652040	18.51904110240
Ikawen	Forêt saine		3.02852225304	33.27787399290	17.78309551770
	Moy sévérité		0.79328876734	36.15622329710	17.96952295870
	Forte sévérité		1.77339446545	35.63027954100	18.18783078940
	Faible sévérité		0.79328876734	29.31961822510	15.84807862530
	Très Forte sévérité		4.74913072586	32.73558807370	19.39228740290
	Très faible sévérité		6.79256200790	26.11812210080	17.90430307390
Khlalfa	Forêt saine		0.00000000000	86.37441253660	50.28010108850
	Moy sévérité		0.00000000000	86.35776519780	48.19788005510
	Forte sévérité		0.00000000000	86.05709075930	41.15705126000
	Faible sévérité		0.00000000000	86.32131958010	49.09463436140
	Très Forte sévérité		0.00000000000	86.16461181640	40.84585221230
	Très faible sévérité		0.00000000000	86.31471252440	51.62707838660
Talghount	Forêt saine		1.57465183735	33.20333099370	9.39685953357
	Moy sévérité		5.95534896851	10.92469310760	8.21316838264
	Forte sévérité		6.40013933182	6.40013933182	6.40013933182
	Très Forte sévérité		3.88412165642	9.18520927429	7.17435760725

Tableau 18 : Valeurs d'exposition correspondantes aux classes de sévérité - OLI

	CLASSES	MIN	MAX	MOY_ASPECT
Laarache	Forêt saine	0.0	359.6	184.3
	Moy sévérité	0.0	359.1	219.0
	Forte sévérité	1.1	359.5	237.3
	Faible sévérité	0.0	358.1	177.2
	Très Forte sévérité	0.0	359.6	220.1
	Très faible sévérité	0.0	358.3	142.9
Boujedya	Forêt saine	1.0	352.2	143.1
	Moy sévérité	91.1	249.6	184.8
	Forte sévérité	0.6	359.0	181.6
	Très Forte sévérité	16.8	359.4	211.5
Ikawen	Forêt saine	7.4	351.1	182.2
	Moy sévérité	2.6	358.6	221.2
	Forte sévérité	0.0	359.4	227.0
	Faible sévérité	109.8	341.6	213.2
	Très Forte sévérité	0.6	359.3	279.2
	Très faible sévérité	91.3	222.4	173.3
Khlalfa	Forêt saine	-1.0	358.5	163.5
	Moy sévérité	-1.0	358.0	175.8
	Forte sévérité	-1.0	350.5	166.3
	Faible sévérité	-1.0	358.3	164.4
	Très Forte sévérité	-1.0	357.7	196.7
	Très faible sévérité	-1.0	357.9	162.4
Talghount	Forêt saine	0.0	359.0	173.9
	Moy sévérité	0.0	343.3	154.6
	Forte sévérité	324.5	324.5	324.5
	Très Forte sévérité	3.0	342.6	54.9

Tableau 19 : Valeurs d'élévation correspondantes aux classes de sévérité – MSI

	CLASSES	MIN	MAX	MNT_MOY
Boujedya	Forêt saine	354	477	429.3
	faible	195	501	344.7
	Très faible	142	470	280.6
	Très forte	253	485	378.6
	Moyenne	35	505	302.3
	Forte	183	506	393.3
Laarache	Forêt saine	-1.0000000000	356.98721313500	156.8
	Très forte	-1.0000000000	357.70938110400	211.3
	Très faible	-1.0000000000	356.98721313500	130.6
	Faible	-1.0000000000	358.15240478500	165.0
	Moyenne	-1.0000000000	357.87890625000	149.3
	Forte	-1.0000000000	357.87890625000	175.1

Tableau 20: Valeurs de pente correspondantes aux classes de sévérité –MSI

	CLASSES	MIN	MAX	SLOPE_MOY
Boujedya	Forêt saine	4.71447658539	26.40583229060	14.0
	faible	7.93363761902	34.29187774660	19.3
	Très faible	3.46445608139	36.95272827150	21.6
	Très forte	3.24357604980	39.70472335820	19.3
	Moyenne	1.45181214809	33.63755416870	14.7
	Forte	0.78747463226	41.79231262210	16.9
Laarache	Forêt saine	3.04637575150	86.02619934080	57.4
	Très forte	0.00000000000	86.16461181640	48.8
	Très faible	0.00000000000	86.22998809810	43.7
	Faible	3.35227298737	86.32247924800	47.4
	Moyenne	0.00000000000	86.31950378420	47.1
	Forte	0.00000000000	86.34527587890	46.2

Tableau 21 : Valeurs d'exposition correspondantes aux classes de sévérité –MSI

	CLASSES	MIN	MAX	ASPECT MOY
Boujedyane	Forêt saine	0.00000000000	359.23611450200	77.65542443610
	Faible	0.00000000000	356.87786865200	217.75677742900
	Très faible	0.00000000000	359.54885864300	259.68386799000
	Très forte	0.00000000000	359.61022949200	235.08735884000
	Moyenne	0.00000000000	359.62551879900	217.02946650100
	Forte	0.00000000000	358.39398193400	223.19736275400
Laarache	Forêt saine	-1.00000000000	359.95260620100	181.21446600800
	Très forte	-1.00000000000	359.67977905300	185.10890983900
	Très faible	-1.00000000000	359.90390014600	182.44186555700
	Faible	0.00000000000	359.89663696300	177.68711757500
	Moyenne	-1.00000000000	360.00000000000	177.13425658400
	Forte	-1.00000000000	360.00000000000	177.01024957400