

**UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR
ECOLE DOCTORALE SCIENCE DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE
L'ENVIRONNEMENT
FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES
INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT (ISE)**

Année : 2011-2012

N° d'ordre : 39



THESE DE DOCTORAT

Spécialité : ENVIRONNEMENT

Présentée par : **Momadou SOW**

Caractérisation du risque de feu de brousse dans les savanes du Sénégal par approche expérimentale et par télédétection



Soutenue publiquement le 09 avril 2013 devant le jury composé de :

Président : M. Kandoura Noba, Professeur titulaire, FST, UCAD

Rapporteur : Mme. Christelle Hély-Alleaume, Directrice d'Etudes, EPHE Montpellier

Rapporteur : M. Amadou Tahirou Diaw, Professeur titulaire, FLSH, UCAD

Rapporteur : M. Aliou Guissé, Professeur titulaire, FST, UCAD

Examineur : M. Paul Ndiaye, Chargé d'Enseignement, FLSH, UCAD

Examineur : M. Assize Touré, Directeur Général du Centre de Suivi Ecologique (CSE)

Directeur de thèse : M. Bienvenu Sambou, Maître de Conférences, FST, UCAD

Co-directeur de thèse : M. Cheikh Mbow, Maître de Conférences, FST, UCAD

**UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR
ECOLE DOCTORALE SCIENCE DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE
L'ENVIRONNEMENT
FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES**

Année : 2011-2012

N° d'ordre : 39



THESE DE DOCTORAT

Spécialité : ENVIRONNEMENT

Présentée par : **Momadou SOW**

Caractérisation du risque de feu de brousse dans les savanes du Sénégal par approche expérimentale et par télédétection

Soutenue publiquement le 09 avril 2013 devant le jury composé de :

Président : M. Kandiora Noba, Professeur titulaire, FST, UCAD

Rapporteur : Mme. Christelle Hély-Alleaume, Directrice d'Etudes, EPHE Montpellier

Rapporteur : M. Amadou Tahirou Diaw, Professeur titulaire, FLSH, UCAD

Rapporteur : M. Aliou Guissé, Professeur titulaire, FST, UCAD

Examineur : M. Paul Ndiaye, Chargé d'Enseignement, FLSH, UCAD

Examineur : M. Assize Touré, Directeur Général du Centre de Suivi Ecologique (CSE)

Directeur de thèse : M. Bienvenu Sambou, Maître de Conférences, FST, UCAD

Co-directeur de thèse : M. Cheikh Mbow, Maître de Conférences, FST, UCAD

Laboratoires d'accueil :

Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LERG),

ESP, UCAD, Sénégal.



Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE), CNRS, Aix-Marseille Université _ France.



Par délibération, la Faculté des Sciences et Techniques et l'Institut des Sciences de l'Environnement ont décidé que les opinions émises dans les dissertations qui leurs sont présentées doivent être considérées comme propres à leurs auteurs et qu'ils n'entendent leurs donner aucune approbation ni improbation.

Dédicace

A la mémoire de ma mère **Penda Diallo** grâce à qui j'ai fait l'école française.

Remerciements

Cette thèse de Doctorat, initiée dans le cadre du projet West African Network for Studies of Environmental Change (WANSEC), a été faite en alternance entre l'Institut des Sciences de l'Environnement (ISE) de Dakar et le Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE), Université Aix-Marseille III, CNRS UMR 7330.

Tout d'abord, je rends grâce à Allah le tout puissant qui m'a donné la possibilité et la détermination pour faire ces longues études qui débouchent aujourd'hui sur cette thèse.

Je tiens à remercier toutes les personnes et institutions qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

J'exprime toute ma gratitude à M. Cheikh Mbow qui m'a proposé le sujet de cette thèse et qui a codirigé le travail. Un grand merci pour m'avoir fait confiance pendant toute la durée de ce travail et de me faire bénéficier de votre grande expérience en matière de recherche. Merci pour les conseils et les encouragements.

Mention spéciale à M. Bienvenu Sambou qui depuis le DEA dirige mes travaux de recherche malgré son calendrier très chargé lié à la gestion administrative de l'ISE. Son apport scientifique, ses encouragements et sa grande sympathie envers moi m'ont été d'un grand atout pour terminer ce travail. Qu'il trouve en ces mots l'expression de toute ma gratitude.

Ma dette est grande auprès de Mme Christelle Hély-Alleaume qui a bien voulu m'accueillir au CEREGE, codirigé cette thèse et assuré principalement son encadrement. Son absence sur la liste des Directeurs de thèse étant simplement liée à des procédures administratives. Grâce à son encadrement rapproché et à sa rigueur scientifique, j'ai pu traiter la plupart de mes données et rédiger deux articles scientifiques. Son apport scientifique dans cette thèse a été significativement déterminant. Son ouverture et ses grandes qualités humaines m'ont beaucoup marqué. J'associe à ces remerciements l'administration du CEREGE.

Merci à M. Amadou Tahirou Diaw, Directeur du Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LERG) qui m'a accueilli pendant la durée de cette thèse et qui a contribué à sa réalisation.

Je remercie infiniment Messieurs Kandioura Noba, Aliou Guissé, Paul Ndiaye, Assize Touré, pour avoir accepté de juger ce travail.

Merci à M. Rasmus Fensholt, Thomas Theis Neilsen et Lena pour leur soutien très important dans le cadre du projet WANSEC. J'associe à ces remerciements tous les doctorants et enseignants avec qui j'ai partagé ce projet.

Je suis très reconnaissant à Fabien Tinquaut et Thomas Ibanez qui ont beaucoup contribué à mon intégration au CEREGE en France. Pendant tout le temps passé ensemble, ils ont toujours été constants et disposés à répondre à mes questions. Leur maîtrise des statistiques et du logiciel R m'a été d'un apport inestimable. Merci aussi pour les nombreuses invitations et sorties qui m'ont permis de visiter Aix-en-Provence et ses environs. Recevez en ces mots toute mon amitié.

Merci à Mme Annie Vincens, Mme Doris Barboni, Marine Pasturel, Alice Nevollo et M. Guillaume Buchet pour les discussions amicales, utiles à mon intégration au CEREGE. Je remercie aussi, Jules Fleury Ingénieur Géomaticien au CEREGE pour avoir toujours répondu à mes questions et m'avoir initié à la programmation IDL.

Merci au Commandant Beytir Guèye de la DEFCCS qui a mis à ma disposition son expertise dans la gestion des feux au Sénégal. J'associe à ces remerciements la Direction des Eaux et Forêts et tous les agents forestiers qui m'ont facilité le travail sur le terrain.

Je remercie sincèrement M. Abdoul Aziz Camara du Département de Biologie Végétale et responsable de l'herbier de Dakar pour son aide dans la conservation des échantillons et dans l'identification des espèces végétales collectées.

Je tiens à remercier Mme Aïda Diongue Niang (ANAMS) et M. Séraphin Dorégo (ISRA / LERG) qui ont mis à ma disposition une importante base de données climatiques. Merci aussi à Bamba Ndiaye (Environnementaliste) qui m'a offert une balance électronique pour le pesage des échantillons de biomasse.

Je remercie infiniment Hyacinthe Sambou, doctorant à l'ISE pour les multiples démarches administratives qu'il a accomplies à mon nom pendant mes absences du Sénégal. Merci aussi d'avoir contribué à l'identification des espèces végétales collectées lors de la deuxième campagne de collecte.

Merci au corps professoral de l'ISE particulièrement M. Assane Goudiaby qui a contribué à l'élaboration du protocole de collecte de données. Je remercie également M. Ousseynou Ndiaye pour sa flexibilité et son aide dans la gestion de mes financements. J'associe à ces remerciements le personnel administratif de l'ISE, notamment M. Ababacar Sédikh Cissé, M. Woula Ndiaye et Mlle Linda Faye.

Beaucoup de personnes m'ont aidé pendant les campagnes de terrain, soit dans la préparation de mes séjours dans les villages qui abritaient mes sites, soit dans la collecte de données proprement dite. Je tiens à remercier au village de Barkédji : Aliou Diagne et sa famille pour leur grande hospitalité, Bamol Sow dit Thomas, Aba Aidara, M. Amath Sine, Boucar Diagne.

Merci à mes collaborateurs du village de Kathiott : Moth Sarr, Abib Diop, Dame Guèye et M. Boubacar Bâ qui m'ont beaucoup aidé pour que le travail soit possible dans le site de Maka.

Un grand merci à toutes les personnes qui m'ont aidé dans le village de Dioulacolon : M. Yaya Kandé, chef de village adjoint et toute sa famille, Issa Kandé, Kaba Kandé, Ousmane Nianthio, Ousmane Kanté, Omar Touré, Abdoul Touré et M. Mamoudou Touré.

Je n'oublie pas les chercheurs du LERG : Famara Mané pour les données fournies et son aide sur ArcGis, Amadou Kâ pour son assistance sur le plan informatique, Ramatoulaye Mbengue, Astou Cissé, Aminata Gueye Sarr, Véronique Faye Komaclou, Awa Diouf Sylla, Diaba Ba et les stagiaires « de la promotion 2012 du département » qui sauront se reconnaître.

Merci aux membres de ma famille, à mon père pour son soutien et ses prières.

Je remercie chaleureusement mon épouse Ramatoulaye Baldé que j'ai rencontrée pendant que je faisais mes travaux de terrain à Dioulacolon. « Notre rencontre a été pour moi le meilleur résultat de cette thèse ». Merci pour la compréhension malgré mes retours du laboratoire bien tardifs.

Enfin, je remercie les organismes ci-après pour leur soutien à la réalisation de cette thèse.



West African Network for Studies of Environmental Change (WANSEC)/ENRECA/DANIDA



La Coopération Française



Fonds d'Impulsion pour la Recherche Scientifique et Technique (FIRST)



International Foundation for Science (IFS)



Projet U3E

2.3. Résultats.....	49
2.3.1. Distribution spatiale des feux au Sénégal.....	49
2.3.2. Distribution temporelle des feux de brousse au Sénégal.....	51
2.3.3. Les classes de taille de feu.....	53
2.3.4. La fréquence des feux au Sénégal.....	54
2.3.5. Le cycle de feu au Sénégal.....	56
2.4. Discussion.....	57
2.5. Conclusion.....	60
Chapitre 3 : Estimation de la teneur en eau du combustible par l'utilisation d'indices de végétation et de la température de surface de la terre à partir des données MODIS pour une évaluation du risque de feu.....	
3.1. Introduction.....	63
3.2. Méthodologie.....	65
3.2.1. Zones d'étude.....	65
3.2.2. Dispositif expérimental de collecte des échantillons de biomasse.....	67
3.2.3. Données MODIS et traitement.....	70
3.2.4. Les indices de végétation.....	71
3.2.6. Analyses statistiques.....	73
3.3. Résultats.....	73
3.3.1. Evolution spatio-temporelle de la teneur en eau de la végétation herbacée.....	73
3.3.2. Relation entre IV et mesures in situ de la teneur en eau de la végétation.....	76
3.3.3. Perspective d'application.....	78
3.4. Discussion.....	80
3.4.1. Indices satellitaires de végétation versus mesures in situ.....	80
3.4.2. Usage de la télédétection pour la surveillance des savanes.....	82
3.5. Conclusion.....	83
Chapitre 4 : Analyse du combustible et du comportement des feux pour la planification des feux précoces dans les savanes du Sénégal.....	
4.1. Introduction.....	86
4.2. Méthodologie.....	88
4.2.1. Le dispositif expérimental de collecte des échantillons et les brûlages dirigés.....	88
4.2.2. Les Simulations avec BehavePlus.....	91
4.2.3. La calibration des données d'entrée sous BehavePlus.....	92
4.2.4. Analyses statistiques.....	93
4.3. Résultats.....	94
4.3.1. Caractérisation des combustibles.....	94
4.3.2. Probabilité d'ignition du feu.....	97
4.3.3. Conditions météorologiques et comportement du feu.....	99
4.3.4. Les simulations BehavePlus.....	103
4.4. Discussion.....	105
4.5. Conclusion.....	108

Chapitre 5 : Activités humaines et perceptions des populations sur les risques de feu de brousse.....	110
5.1. Introduction	112
5.2. Méthodologie.....	113
5.3. Résultats.....	114
5.3.1. L'évaluation du risque de feu de brousse par les populations	114
5.3.2. Usages et Causes des feux de brousse	114
5.3.3. Feux utilitaires	115
5.3.4. Feux criminels	116
5.3.5. Statistiques sur les causes des feux de brousse.....	116
5.3.6. Stratégies préconisées par les populations pour la prévention des feux de brousse.	117
5.4. Discussion.....	119
5.5. Conclusion.....	121
Discussion et conclusion générales	122
Références bibliographiques	127
Annexes.....	146
Annexe 1. Fiche de collecte des données de biomasse et de météorologie.....	147
Annexe 2. Fiche de brûlage dirigé.....	148
Annexe 3. Questionnaire	149
Annexe 4.b. Article Publié	151
Annexe 4.b. Article Publié	162

Liste des figures

Figure 1. Structure et facteurs du risque de feu (adaptée de Dauriac (2004) et Chuvieco <i>et al.</i> (2010)).	32
Figure 2. Spectre électromagnétique avec le Visible et l’Infrarouge détaillés.	33
Figure 3. Résolutions temporelle et spatiale de certains capteurs satellitaires.	35
Figure 4. Propriétés optiques des feuilles (Source : Soudani, 2005).	36
Figure 5. Processus de détection active (solaire) de la végétation.	37
Figure 6. Situation géographique de la zone d’étude.	45
Figure 7. Extrait de la grille du Sénégal (parcelle de 500 x 500 m) en vue de calculer le nombre de pixels brûlés entre 2001 et 2010.	48
Figure 8. Distribution spatiale des traces de feu en 2010.	51
Figure 9. Superficies annuellement brûlées au Sénégal de 2001 à 2010.	52
Figure 10. Superficies mensuellement brûlées de 2001 à 2010 dans trois zones écologiques du Sénégal.	53
Figure 11. Nombre de traces de feu (ligne grise) et surfaces brûlées (barres noires), compilées en classes de taille de feu de 2001 à 2010.	54
Figure 12. Fréquence de feu au Sénégal entre 2001 et 2010.	56
Figure 13. Localisation des sites de collecte des échantillons dans trois écosystèmes de savane (Source des données : NASA).	65
Figure 14. Structure horizontale et verticale de la végétation dans les trois sites	66
Figure 15. Dispositif expérimental contenant les 9 parcelles de 250 m de côté.	67
Figure 16. Collecte et pesage de la biomasse herbacée sur le terrain.	69
Figure 17. Evolution temporelle de la teneur en eau de la végétation à partir des mesures <i>in situ</i> dans les trois sites et sur la base de deux indices : Fuel Moisture Content (FMC) et Equivalent Water Thickness (EWT).	75
Figure 18. Relations linéaires entre Equivalent Water Thickness (EWT), les Indices de Végétation (IV) et le ratio entre le NDVI et la température de surface (NDVI/TS).	77
Figure 19. Evolution de la teneur en eau de la végétation du jour 273 au jour 320 de l’année 2010....	79
Figure 20. Dispositif expérimental des brûlages dirigés: (a) pare-feu autour d’une parcelle avant la mise à feu; (b) phase de combustion au cours de laquelle les caractéristiques du comportement du feu et des flammes sont mesurées; (c) conditions post-feu à partir desquelles le combustible consommé est mesuré.	89
Figure 21. Station météorologique portable.	90
Figure 22. Prédiction de la probabilité d’ignition en fonction de la teneur en eau (FMC).	97
Figure 23. Nomogramme pour la prédiction de la probabilité d’ignition du feu basée sur la teneur en eau de la végétation et l’humidité relative mesurées sur le terrain.	99
Figure 24. Vitesse de propagation des feux en fonction des heures d’allumage sur les 3 sites.	101
Figure 25. Nomogrammes pour la prédiction de la propagation du feu: la version (a) est adaptée au début de la saison sèche alors que la version (b) l’est pour les cas où l’herbe est complètement sèche et la couverture des herbacées hétérogène (ce qui affectera la VPF).	102
Figure 26. Nomogramme pour la prédiction des combustibles consommés utilisant les charges de combustibles sec et humide issus des collectes de biomasse.	103
Figure 27. Relations linéaires entre les vitesses de propagation observées et celles prédites avec BehavePlus.	104
Figure 28. Meule de charbon de bois, près du village de Dioulacolon	116

Figure 29. Solutions proposées par les populations pour la prévention des feux.....	118
---	-----

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre annuel de traces de feu et superficies annuellement brûlées par zone écologique.	50
Tableau 2. Fréquence des feux de 2001 à 2010 (indiquant le nombre de fois que chaque pixel a brûlé sur les dix années).	55
Tableau 3. Estimation des cycles de feu dans les trois zones écologiques entre 2001 et 2010.	57
Tableau 4. Caractéristiques des produits MODIS utilisés.	70
Tableau 5. Algorithmes pour le calcul des indices de végétation (extraits de la littérature).	72
Tableau 6. Corrélation entre les mesures <i>in situ</i> de la teneur en eau de la végétation et (1) les indices satellitaires de végétation et (2) le ratio entre le NDVI et la température de surface.	76
Tableau 7. Paramètres d'entrée extraits du système de prédiction BehavePlus.	92
Tableau 8. Synthèse des données météorologiques pendant les brûlages dirigés.	93
Tableau 9. Caractéristiques des combustibles des trois sites étudiés (moyenne \pm écart type).	96
Tableau 10. Modèle de régression logistique (méthode pas à pas descendante) entre la probabilité d'ignition et deux variables explicatives : FMC (Fuel Moisture Content), HR (Humidité Relative), Pi (Probabilité d'ignition).	98
Tableau 11. Résultats de la régression linéaire multiple (méthode pas à pas descendante) entre la vitesse de propagation du feu (VPF) et cinq variables explicatives.	100

Liste des sigles et abréviations

ANAMS : Agence Nationale de la Météorologie du Sénégal

ANCAR : Agence Nationale de Conseil Agricole et Rural

ANOVA : Analyse des variances

AOF : Afrique Occidentale Française

ASTER: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection

AVHRR: Advanced Very High Resolution Radiometer

BRS : Basse Résolution Spatiale

CAH : Classification Ascendante Hiérarchisée

CC: Combustible Consumé

CCS : Charge de Combustible Sec

CEREGE: Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement

CNRS : Centre National de Recherche Scientifique

CSE: Centre de Suivi Ecologique

EPHE : Ecole Pratique des Hautes Etudes

ETM: Enhanced Thematic Mapper

ESP: Ecole Supérieure Polytechnique

EWT: Equivalent Water Thickness

FAO: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture

FIRST: Fonds d'impulsion pour la Recherche Scientifique et Technique

FMC: Fuel Moisture Content

FST: Faculté des Sciences et Techniques

FLSH : Faculté des Lettres et Sciences Humaines

GSW: Generalized Split-Window

GVMII: Global Vegetation Moisture Index

HR : Humidité Relative

HSD: Honestly Significant Difference

HRS: Haute Résolution Spatiale

HRVIR: Haute Résolution Visible et InfraRouge

IF : Intensité du Feu

IFS : International Foundation for Science

ISE: Institut des Sciences de l'Environnement

SIN : Sinusoidal

ISRA: Institut Sénégalais de Recherches Agricoles

IV: Indice de Végétation

LANDSAT : Land Satellite

LCCS: Land Cover Classification System

LDOPE: Land Data Operational Product Evaluation

LERG : Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique

LIDAR: Light Detection And Ranging

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

MIR: Moyen Infrarouge

MRT: Modis Reprojection Tool

MSI: Moisture Stress Index

NASA: National Aeronautic and Space Administration

NDII: Normalized Difference Infrared Index

NDVI: Normalized Difference Vegetation Index

NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration

ONG: Organisation Non Gouvernementale

PAM : Programme Alimentaire Mondial

PIR: Proche Infrarouge

RADAR: Radio Detection and Ranging

SPOT : Satellite Pour l'Observation de la Terre

TCH : Taux de Couverture des Herbacées

THRS: Très Haute Résolution Spatiale

TST: Température de Surface de la Terre

UCAD : Université Cheikh Anta Diop de Dakar

UTM: Universal Transverse Mercator System

WANSEC: West African Network for Studies of Environmental Change

Résumé

Ce travail de recherche, sur les risques de feu de brousse au Sénégal, met un accent particulier sur l'utilisation des feux précoces de début de saison sèche dont le but est d'atténuer l'ampleur et les conséquences néfastes des feux tardifs. En effet, outils de gestion et de travail pour les agents forestiers et les populations rurales, les feux précoces font l'objet de nombreuses controverses qui justifient cette étude.

L'objectif de cette recherche porte sur l'analyse des facteurs biophysiques et anthropiques qui déterminent le risque de feu. La démarche méthodologique a combiné travaux de terrain, télédétection satellitaire et simulations de comportement du feu. Trois sites-tests ont été choisis dans les zones écologiques les plus représentatives des phénomènes de feu au Sénégal, à savoir la zone sahélienne, la zone nord soudanienne et la zone sud soudanienne.

L'utilisation de la télédétection pour l'estimation de la teneur en eau de la végétation herbacée a donné des résultats forts appréciables. En effet, de fortes relations linéaires sont trouvées entre Normalized Difference Infrared Index (NDII) et Equivalent Water Thickness (EWT). Ensuite, nous avons caractérisé les différents combustibles retrouvés dans les trois types de savane étudiée et déterminé les variables les plus significativement influentes dans la probabilité d'ignition et le comportement du feu. En outre, nous avons procédé aux simulations de comportement du feu avec le système BehavePlus qui a donné de bonnes prédictions de la vitesse de propagation du feu. Enfin, ce travail a permis d'évaluer la perception des populations sur les risques de feu de brousse.

Mots-clés : feu de brousse, feu précoce, régime de feu, teneur en eau de la végétation, savane, télédétection, MODIS, BehavePlus, nomogramme, perception humaine, Sénégal.

Abstract

This research focused on the study of fire risk in Senegal. It placed particular emphasis on the use of early-season prescribed fires to reduce the extent and negative consequences of late fires. Although there are a management and working tool for the forestry agents and rural populations, the use of early-season prescribed fires has been a subject of several controversies and, therefore, the relevance of this study was justified.

The objectives of this work were to study the biophysical and human factors related to fire risk. The methodology combined fieldwork, the application of satellite remote sensing and fire behavior simulations. Three test sites were selected from the most representative ecological areas of the country, namely: the sahelian area, the northern sudanian area and the southern sudanian area.

The use of satellite remote sensing for the estimating of herbaceous vegetation water content provided promising results. Indeed, strong linear relationships were found between Normalized Difference Infrared Index (NDII) and Equivalent Water Thickness (EWT). In addition, the study characterized the different fuels found in the three study areas and determined the most significant influential variables in the probability of ignition and fire behavior. Furthermore, the study performed simulations of fire behavior with the system BehavePlus which provided good predictions of rate of spread of fire. Lastly, the study assessed the perception of people about fire risks.

Keywords: Bushfires, early fire, fire behavior, vegetation water content, savannah, remote sensing, BehavePlus, nomograph, human perceptions, Senegal.

Présentation du manuscrit

Ce travail de recherche entre dans le cadre du projet WANSEC (West African Network for Studies of Environmental Change) dont l'objectif est l'utilisation de la télédétection et des systèmes d'informations géographiques (SIG) dans les recherches menées sur les changements environnementaux, notamment sur les impacts des changements climatiques sur l'utilisation des terres et des ressources en eau. Au-delà des fonds du projet WANSEC, ce travail a bénéficié des financements de l'International Foundation for Science (IFS), de la Coopération Française, du Fonds d'Impulsion pour la Recherche Scientifique et Technique (FIRST) et du projet U3E financé aussi par la Coopération Française.

Ce manuscrit est écrit sur la base de trois articles scientifiques dont deux publiés par des revues internationales (voir annexes) et un article en voie de soumission. Le manuscrit s'organise autour de cinq chapitres. Le premier présente le contexte général de l'étude, notamment les formations de savane et le phénomène des feux de brousse ou de forêt dans le monde et au Sénégal. Le second étudie les différentes composantes du régime de feu à partir des données MODIS. Le troisième chapitre étudie l'estimation la teneur en eau de la végétation herbacée à partir des indices satellitaires et des températures de surface de la terre calculés sur la base de données MODIS. Le quatrième chapitre est consacré à l'étude des conditions d'ignition et le comportement des feux dans les savanes sahélo-soudaniennes du Sénégal. Enfin, le cinquième chapitre met en exergue la prise en compte de la dimension humaine dans l'estimation du risque de feu.

En outre, ce mémoire est rédigé sous forme de chapitres-articles, et qu'en conséquence il faut excuser la redondance parfois d'information dans les introductions de chaque chapitre qui sont publiés ou ont pour vocation d'être soumis à publication.

Chapitre 1 : Introduction générale

Le chapitre 1 donne une présentation globale des écosystèmes de savane qui dominent les formations végétales dans les pays tropicaux. Les écosystèmes de savane sont considérés par plusieurs auteurs comme les zones de prédilection des feux de brousse. Le chapitre fournit également une revue globale des feux dans le monde, en Afrique et au Sénégal.

En outre, la revue des textes réglementaires, effectuée dans ce chapitre, montre l'évolution de la législation forestière, en particulier la réglementation sur l'usage du feu au cours des dernières décennies, partant d'une interdiction stricte à un usage autorisé et réglementé, impliquant les communautés de base.

Enfin, le chapitre 1 présente les possibilités qu'offre la télédétection spatiale pour un suivi régulier de la végétation et des activités de feu.

Introduction générale

Dans le contexte des changements climatiques, le fonctionnement des écosystèmes du monde est affecté par une rupture des équilibres environnementaux. A cet égard, on note diverses perturbations (inondations, cyclones, feux de brousse, etc.) notamment en zones arides et semi-arides caractérisées par une grande fragilité écologique qui entraîne une modification des habitats naturels et des pertes de la diversité biologique (GIEC, 2007).

Le Sénégal, situé en grande partie dans la zone du Sahel, n'échappe pas au contexte écologique difficile de cette zone associé aux effets globaux des changements climatiques. Outre la dégradation des écosystèmes du fait des facteurs naturels, celle liée aux activités anthropiques est tout aussi pernicieuse. Parmi les facteurs de cette dégradation, il y a les feux de brousse. L'usage du feu est un phénomène ancien et récurrent qui occupe une place prépondérante notamment dans les pratiques agricoles et d'aménagement des paysages naturels. Le secteur agricole occupe près de 70% de la population active sénégalaise (Sène, 2007). Cependant, les rendements annuels sont souvent faibles et ne permettent pas d'assurer la subsistance des paysans. Face à cette situation, la stratégie adoptée par les cultivateurs est l'extension des terres cultivables. C'est ainsi que chaque année, une partie des formations végétales et des aires de pâturage disparaissent à la faveur de nouveaux défrichements souvent réalisés par l'utilisation du feu qui n'est pas toujours maîtrisée. Une disparition momentanée des ressources végétales est aussi le fait, entre autres, de pasteurs qui pour renouveler le tapis herbacé, à la fin de la saison pluvieuse dans les régions subhumides, utilisent le feu. En l'absence de connaissances précises sur le combustible et d'un dispositif de contrôle efficace, cette opération occasionne souvent des feux incontrôlés.

Les feux de brousse sont des facteurs majeurs du changement physiologique des écosystèmes particulièrement de savane. Leurs passages peuvent détruire des formations végétales dont la mise en place a nécessité plusieurs années. En fonction de leur intensité et de leur fréquence, les feux peuvent rompre, pour un temps, le cycle de régénération naturelle des plantes par la combustion des pousses et la destruction partielle des graines (Dayamba *et al.*, 2010). Leurs actions sont à l'origine d'émission de gaz à effet de serre notamment le dioxyde de carbone (CO₂) et réduisent en même temps les capacités de séquestration du carbone par la réduction des formations végétales. Au-delà de leur action sur la végétation, les effets sur les autres composantes des écosystèmes sont aussi importants. Les ressources animales restent très affectées par les feux de brousse par la destruction des habitats écologiques. A long

terme, les incendies ont des méfaits sur les sols. Ils déstructurent ceux-ci avec comme conséquences l'érosion et la perte de fertilité. Les processus hydriques des sols sont perturbés, entraînant un ruissellement accru, une faible infiltration, un colmatage des bas-fonds et une forte évaporation (Mbow, 2000).

Pour faire face aux feux de brousse, l'une des principales stratégies de prévention adoptée par la Direction des Eaux et Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS) est la pratique des feux dits précoces (DEFCCS, 2009). L'objectif est de diminuer les charges de combustible pour éviter un embrasement important de la végétation en cas d'incendie. Toutefois, beaucoup de spécialistes récusent la planification des feux précoces prescrits en raison des importantes pertes de biomasse et de leurs conséquences similaires à celles des feux tardifs. A titre d'exemple, dans le Parc National de Niokolo Koba (PNNK), la période des feux dits précoces était fixée du 15 novembre au 30 décembre de chaque année (Mbow, 2000). Ce calendrier annuel est la preuve de la non prise en compte des variations climatiques d'une année à une autre notamment les cumuls annuels pluviométriques et la date des dernières pluies qui peuvent rendre caduques ce calendrier. En effet, les variations de la teneur en eau de la végétation, la quantité de biomasse, la physionomie du couvert végétal, les vitesses du vent, etc. sont autant de facteurs déterminants dans la planification des feux dits précoces. Une parfaite connaissance de l'évolution régulière de ces paramètres est un gage pour la fiabilité de toute méthode d'estimation du risque de feu.

Le Centre de Suivi Ecologique (CSE) effectue un excellent travail dans le suivi des feux de brousse au Sénégal depuis 1988. Ainsi chaque année, un rapport est publié sur la saison des feux. En outre, le CSE procède à la détection des feux actifs. *Cependant, ce présent travail de recherche se veut plus anticipatif notamment en mettant un accent sur l'estimation de la teneur en eau par télédétection et sur la modélisation des conditions de départ et de propagation des feux dans les formations de savane.*

1.1. Présentation globale des savanes

Malgré plusieurs décennies de recherche sur les savanes (e.g. Bews, 1917), l'origine, l'âge, la nature et la dynamique des savanes sont encore peu connus (Scholes and Archer, 1997). Toutefois, on peut dire que les savanes sont caractérisées par une strate herbacée graminéenne continue parsemée d'arbustes et d'arbres dont la densité caractérise le type de savane (savane herbeuse, arbustive, arborée ou boisée) (Aubreville, 1957; Trochain, 1957). Ainsi, il existe plusieurs types de savanes, certaines climaciques et d'autres étant le résultat de pratiques

humaines (feux de brousse, feux de défriche, déforestation, etc.) (Schwartz *et al.*, 2000; Ibanez *et al.*, 2013).

Les savanes climaciques sont le résultat, d'abord, des conditions climatiques auxquelles elles sont soumises, et principalement, la pluviométrie. La grande distribution des savanes dans le monde montre que ce biome s'adapte aux conditions climatiques très variables allant des moyennes pluviométriques annuelles inférieures à 100 mm dans les savanes herbeuses avec des plantes ligneuses éparses, aux moyennes pluviométriques annuelles de plus de 1500 mm dans les savanes boisées (Cole, 1982; Huntley, 1982). En plus de l'importance et de la répartition des pluies, la distribution des savanes est aussi la résultante des conditions édaphiques et topographiques.

Les savanes dateraient du milieu du Miocène (il ya 16 millions d'années), et se sont largement étendues à la fin du Miocène (il ya environ 8 millions d'années), comme l'attestent des travaux basés sur l'étude des pollens et des isotopes du carbone issus de l'Afrique de l'ouest et de l'est (Jacobs, 2004; Cerling *et al.*, 1997).

Les savanes constituent un biome des zones intertropicales semi-arides. Elles couvrent plus de 10 à 20% de la surface terrestre, et environ la moitié de la superficie de l'Afrique, l'Amérique du Sud et l'Australie (Walker and Gillison, 1982; Scholes and Walker, 1993; Atjay *et al.*, 1987). En Inde et en Asie du Sud, les savanes occupent environ 10% de la superficie (Scholes and Archer, 1997). Ramankutty et Foley, 1999 estiment les superficies occupées par les savanes à 33 millions de Km², habitées par un cinquième de la population mondiale et soumises à une exploitation humaine intense marquée par une conversion des zones de savane en terres agricoles et de pâturage (Hoffmann *et al.*, 2002).

En Afrique, les formations savaniques couvrent environ 40% de la surface terrestre du continent (Atjay *et al.*, 1987) et 48% de la superficie totale des savanes du monde (Mouillot and Field 2005). Dans le continent africain, les formations de savane sont rencontrées principalement en Afrique australe et en Afrique de l'ouest. Au vu de plusieurs études menées sur les savanes d'Afrique australe (Stocks *et al.*, 1996; Trollope and Trollope, 2002; Hély *et al.*, 2003a; Gambiza *et al.* 2005) et sur les savanes d'Afrique de l'ouest (Akpo *et al.*, 2003; Savadogo *et al.*, 2007b; Devineau *et al.*, 2010; Sow *et al.*, 2013), il apparaît clair que les savanes australes sont plus fermées (denses) que les savanes ouest-africaines avec des densités ligneuses et des charges de combustible plus importantes.

1.1.1. Présentation des savanes du Sénégal

Au Sénégal, les savanes représentent le principal biome. Elles peuvent être classées en plusieurs types basés sur les caractéristiques physiologiques déterminées souvent par la taille et la densité des plantes ligneuses.

1.1.1.1. Caractéristiques spécifiques des savanes du Sénégal

Les savanes herbeuses sont situées dans la moitié nord du pays appelée la zone sahélienne. Le climat est de type semi-aride caractérisé par une saison des pluies qui s'étend de juillet à septembre avec des cumuls pluviométriques qui varient de 200 à 400 mm (Fensholt and Sandholt, 2003). L'humidité relative varie environ de 10% au mois de mai à 75% au mois de juillet. Les températures maximales moyennes sont de 35°C environ. Le relief est globalement plat dans la moitié nord du Sénégal.

Les savanes herbeuses en Afrique tropicale sont à dominante graminéenne, pratiquement sans éléments ligneux (ou peu) dans un rayon inférieur à 30 m et présentant une diversité floristique faible (Mahamane and Saadou, 2008). La strate herbeuse, au Sénégal, est constituée de plantes qui dépassent rarement 1 m. Les espèces herbacées prédominantes sont *Schoenefeldia gracilis*, *Aristida* sp., *Cenchrus* sp., *Chloris* sp., etc. (Akpo *et al.*, 2003). La strate ligneuse est composée d'*Acacia raddiana*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Balanites aegyptiaca*, *Commifora africana*. Le recouvrement ligneux est généralement inférieur à 2%, mais il peut atteindre 30% dans certains endroits.

Les savanes arbustives sont situées dans le centre du pays où la saison des pluies s'étend de juin à octobre. Les moyennes pluviométriques varient entre 700 et 800 mm et l'humidité relative entre 34 et 79%. Les températures moyennes sont de 25°C environ. Le relief est également plat dans le centre du Sénégal.

Les savanes arbustives se caractérisent par leur physionomie marquée par la présence de deux strates distinctes : une strate herbacée composée de graminées dépassant 1 m de hauteur et une strate ligneuse pouvant atteindre 5 m. La strate herbacée est dominée par *Andropogon gayanus*, *Andropogon pseudapricus*, *Pennisetum pedicellatum*, *Spermacoce chaetocephala*. Les espèces ligneuses les plus fréquemment rencontrées sont *Pterocarpus erinaceus*, *Bombax costatum*, *Lannea acida*, *Cordyla pinnata*, *Acacia macrostachya*, *Ozoroa insignis*, *Combretum glutinosum* (Sambou, 2004). La couverture ligneuse varie autour de 30%.

Les savanes arborées sont situées dans la partie méridionale du pays où la saison des pluies s'étend de mai à octobre. La pluviométrie varie de 800 à 1200 mm, l'humidité relative de 37 à 89% et la température moyenne autour de 28°C. Bien que le relief de la partie méridionale du pays soit globalement plat, le sud-est est marqué par un relief accidenté avec des altitudes atteignant 494 m.

Les savanes arborées que Mahamane et Saadou (2008) assimilent aux savanes boisées sont caractérisées par la dominance de la strate arborée avec peu d'arbustes (écart entre les cimes de 2 à 15 m). Les arbres sont essentiellement représentés par *Azelia africana*, *Detarium microcarpum*, *Khaya senegalensis*, *Pterocarpus erinaceus*, *Bombax costatum*, *Terminalia macroptera*, *Xeroderris stuhlmannii*, *Daniellia oliveri*, *Cordyla pinnata*, *Piliostigma thonningii* et *Syzygium guineensis*, *Elaeis guineensis* au niveau des vallées. La strate herbacée est dominée par *Andropogon amplexans*, *Andropogon pseudapricus*, *Andropogon gayanus*, *Ctenium villosum* et *Indigofera leptoclada*.

En somme, les savanes sont des formations végétales hétérogènes marquées par la présence d'une strate herbacée et ligneuse. L'irrégularité saisonnière des précipitations dans les écosystèmes de savane, qui induit une saison pluvieuse et une saison sèche au cours de laquelle les plantes deviennent sèches, fait que ces formations végétales sont très susceptibles aux feux. Ainsi avec l'importance des savanes dans le continent et la grande fréquence des feux de brousse, l'Afrique est souvent considérée comme le « continent de feu » (Kana and Etouna, 2006). De part l'importance des savanes du point de vue agricole, pastoral, écologique et environnemental, la question de leur pérennité représente un enjeu majeur (Ancey, 1996; Boutonnet *et al.*, 2001; Sere, 1994) qui doit être étudié.

1.1.1.2. Réglementation de la gestion forestière en Afrique Occidentale Française (AOF)

Bien avant la colonisation, l'appropriation et l'utilisation des ressources forestières étaient déjà soumises à des règles non écrites certes, mais traditionnellement acceptées et suivies par les populations locales (Ministère de l'Agriculture, 1996). Ces règles étaient des corollaires du droit foncier traditionnel qui, lui-même, était plus ou moins élaboré selon que la société concernée était agraire, pastorale, de cueillette ou de chasse. Les règles reposaient sur un caractère sacré, collectif et inaliénable des ressources naturelles.

Cependant, ces règles coutumières ne semblaient pas suffisantes pour le colonisateur pour assurer la conservation des formations forestières de grande valeur économique ou écologique. Le premier code forestier de l'Afrique Occidentale Française (AOF) a été promulgué en juillet 1900 par le Service colonial de l'Agriculture et des Forêts (Ribot, 2001). Le code, qui reposait sur une conception étatique et centralisée de la gestion forestière, avait placé les forêts sous le contrôle direct de l'Etat colonial, le Gouverneur Général et ses représentants contrôlant l'attribution des permis et des concessions. Les droits d'exploitation commerciale relevaient du gouvernement – et non pas des services forestiers. Le défrichage des forêts et la coupe d'espèces de « grande valeur » ne pouvaient se faire sans l'autorisation du Commandant de chaque Cercle. Le code avait également prévu des droits d'exploitation relativement limités pour les populations locales. Ainsi, ce premier code forestier de l'Afrique Occidentale plaçait les droits commerciaux sous le contrôle de l'Etat, tout en reléguant les populations rurales à l'exploitation des produits forestiers considérés comme n'ayant aucune valeur commerciale (Ribot, 2001).

Pour améliorer la législation forestière, le décret du 4 juillet 1935 fixant le régime forestier de l'Afrique Occidentale Française fut pris par l'administration coloniale et promulgué par arrêté n° 1704 A.P. du 25 juillet 1935. Bien que ce code fut mieux élaboré que celui de 1900, il réaffirmait les droits de propriété et le contrôle de l'Etat sur les forêts du territoire et l'ensemble de leurs produits (Ribot, 2001). Cette loi exigeait que tout détenteur de permis soit de nationalité française (GGAOF 1935 : art.11. - Sept.), ce qui ne concernait que les citoyens de la métropole et les sénégalais qui sont nés dans une des quatre communes "françaises" de la colonie du Sénégal (Dakar, Gorée, Rufisque et Saint Louis). En revanche, le décret d'application de 1937 relatif aux droits d'usage spécifiait les droits des populations locales en les limitant à l'exploitation individuelle et strictement à but non commercial. Ainsi, l'exploitation à but commercial était exclusivement réservée aux français et élites urbaines sénégalaises. Cette politique perçue par certains auteurs (Diallo, 1998; Ribot, 2001) comme une politique d'exclusion des populations rurales dans la gestion forestière n'a pas permis une bonne conservation des ressources naturelles et serait à l'origine de plusieurs échecs.

1.1.1.3. Réglementation de la gestion forestière au Sénégal

Au lendemain des indépendances des colonies françaises d'Afrique (au début des années 1960), le décret de 1935 constituait paradoxalement le modèle en matière de loi forestière

pour toute l'Afrique occidentale francophone. Cet héritage colonial s'est traduit dans le premier code forestier du Sénégal à travers la loi 65-23 du 9 février 1965 qui réaffirmait les nombreuses restrictions faites dans l'usage des ressources forestières. Cette politique a aussi marqué les premiers projets de reboisement en régie initiés par les services forestiers et dans lesquels les populations rurales n'étaient pas pleinement impliquées. Les échecs de ces projets ont suscité au début des années 1980 des assouplissements dans la politique forestière et une implication timide des communautés de base. Mais c'est le code forestier de 1993 qui va réformer la législation forestière avec une plus grande implication des élus locaux et la mise en place des "forêts privées" pour mieux développer l'initiative privée. Les populations jadis perçues par le service forestier comme acteurs de la dégradation des ressources forestières sont considérées comme des partenaires incontournables dans la gestion forestière. On passe ainsi d'une approche centraliste, dirigiste à une approche communautaire, participative. Cette démarche participative a été renforcée dans le cadre de la politique de décentralisation (Loi n° 96-06 du 22 mars 1996 portant Code des Collectivités locales) avec l'environnement qui est maintenant une compétence transférée aux collectivités locales. La décentralisation a connu des avancées significatives depuis la promulgation des textes de loi sur les transferts de compétences vers les collectivités locales. Cependant, le pluralisme institutionnel (décentralisation, déconcentration, coutumes et traditions, intervention des projets ou des Organisations Non Gouvernementales (ONG) ne semble pas encore très profitable aux communautés de base (Faye, 2006).

En plus de la législation forestière nationale, le Sénégal a signé et ratifié plusieurs conventions, protocoles et accords internationaux importants dans le domaine de l'environnement dont on peut citer entre autres :

- la Convention africaine d'Alger sur la conservation de la nature et des ressources naturelles,
- la Convention sur la lutte contre la désertification,
- la Convention sur la conservation de la biodiversité,
- la Convention sur les changements climatiques.

1.2. Présentation globale des activités de feu

Des avancées récentes de la télédétection à travers les satellites aéroportés ont permis d'avoir des informations plus claires sur les feux à l'échelle du monde. Des estimations sur la période 1960-2000 montrent que les superficies brûlées dans le monde varient entre 273 et 567 millions d'hectares, avec une moyenne de 383 millions d'hectares (Schultz *et al.*, 2008). Ces résultats ont été confortés par des travaux récents de van der Werf *et al.* (2006) et Tansey *et al.* (2008) pour qui les superficies annuellement brûlées varient entre 300 et 450 millions d'hectares. Mouillot et Field (2005) estiment une réduction globale des superficies annuellement brûlées (de 535 à 500 millions d'hectares) à la fin du 20^{ème} siècle. Cette réduction est attribuée aux facteurs humains tels que la lutte contre les feux, l'efficacité des méthodes de lutte, les politiques d'interdiction de feu, etc. Cependant, cette tendance baissière s'est renversée durant la seconde partie de la dernière décennie, avec une augmentation des superficies brûlées de l'ordre de 608 millions d'hectares par an. Ce changement notable des superficies brûlées n'est pas uniforme à travers les différentes régions du globe (Marlon *et al.*, 2008). En effet, les régimes régionaux de feu ont montré de grandes différences dans l'amplitude de leurs changements. Mouillot et Field (2005) et Marlon *et al.* (2008) attribuent une bonne partie de ces changements aux facteurs anthropiques. Les feux de savane continuent d'augmenter (Flannigan *et al.*, 2009). Les savanes sont les formations végétales les plus fréquemment brûlées au monde (Hoffmann *et al.*, 2002). Globalement 80 à 85% des superficies brûlées dans le monde se produisent dans les savanes principalement en Afrique et en Australie, mais aussi en Asie du sud et en Amérique du sud, alors que le reste des feux se produit dans les régions forestières du monde (Mouillot and Field, 2005; van der Werf *et al.*, 2006).

En Afrique, 2,9 Gt (Giga tonne) de biomasse sont consommées chaque année. Parmi les différents types de feu, les feux de savane (d'origine naturelle ou anthropique) dominent largement avec 2,5 Gt de biomasse consommées par année (Delmas *et al.*, 1991; Dwyer *et al.*, 2000).

1.2.1. Présentation des activités de feu au Sénégal

Le bilan des cas de feux de brousse au Sénégal entre 2005 et 2009 se présentait comme suit : 598 cas en 2005-2006, 515 en 2006-2007, 406 en 2007-2008 et 410 en 2008-2009. Les superficies brûlées étaient de 172 913 ha en 2007-2008 et 184 419 ha en 2008-2009

(DEFCCS, 2009). Ces chiffres officiels font état de feux réellement constatés sur le terrain par les forestiers. Ils sont en deçà de ceux issus de la détection des incendies par les capteurs satellitaires. En effet, les estimations à partir des données MODIS (sur les feux actifs) font état de 952 900 ha brûlés en 2007-2008 et 727 600 ha en 2008-2009 (CSE, 2009). Toutefois, le nombre de feux au Sénégal dépasse même les chiffres arrêtés à partir de la détection satellitaire des feux actifs qui ne donne qu'un échantillon des feux actifs au moment du passage du satellite.

L'ampleur du phénomène des feux a poussé le gouvernement du Sénégal à déposer en 2008 à l'Assemblée Nationale un projet de loi criminalisant le délit de feu de brousse.

1.2.2. Réglementation de la gestion des feux de brousse en AOF

Le premier texte de loi sur la réglementation des feux de brousse, adopté au Sénégal comme dans beaucoup d'autres pays de l'ex-AOF (Afrique Occidentale Française) fut le décret du 4 juillet 1935 fixant le régime forestier.

Ce décret interdisait tous les feux de brousse sauf ceux ayant pour but le renouvellement des pâturages ou le débroussaillage des terrains de culture. Il fut appliqué tel quel pendant 19 ans avant d'être complété en 1954 par le décret du 12 avril. Ce décret du 12 avril 1954 stipulait qu'à titre préventif, des feux précoces pouvaient être allumés, au début de chaque saison sèche, tant dans le domaine protégé que dans le domaine forestier classé des zones guinéennes et soudaniennes. Les feux précoces restaient interdits dans la zone sahélienne dont l'arrêté général n° 2195/SE du 28 septembre 1935 fixait la limite sud pour le Sénégal à la voie ferrée de Saint-Louis à Thiès, puis de Thiès à Kidira (André and Müller, 2008).

1.2.3. Gestion des feux de brousse au Sénégal

Le code forestier du 20 février 1998 inscrit dans le cadre de la politique de décentralisation avec la délégation de l'environnement aux collectivités locales a fait une part assez importante aux communautés de base. Le code organise clairement les conditions dans lesquelles le feu doit être utilisé dans le domaine forestier. Les articles 56, 57, 58 stipulent en substance que les travaux de mise à feu précoce doivent être réalisés pendant la période fixée par le Président du Conseil Régional, sur proposition du Chef de service régional chargé des Eaux et Forêts. En dehors de cette période, toute mise à feu est interdite et les contrevenants encourent des peines

pouvant aller jusqu'à 10 ans d'emprisonnement et des amendes de 50 000 à 500 000 FCFA (Ministère de l'Environnement, 1998).

La gestion des feux de brousse est de la responsabilité de la Direction des Eaux et Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS). En 2003, l'effectif du personnel de la DEFCCS était de quatre cent trente neuf (439) agents forestiers dont environ 67% de techniciens souvent dévolus au travail de terrain (Ministère de l'Environnement, 2006). Pendant la campagne des feux de brousse 2007-2008, la DEFCCS disposait uniquement de 42 engins (unimogs, camions-citernes) comme matériels lourds de lutte contre les feux, dont 13 en panne (DEFCCS, 2009). Dans la plupart des cas, un agent forestier couvre toute une communauté rurale composée environ d'une dizaine de villages et leurs terroirs. L'ampleur des étendues à couvrir et la faiblesse des moyens de déplacement (une moto), réduisent le travail du forestier dans un rôle de dissuasion et de constatation des infractions.

Pour pallier l'insuffisance du personnel, la DEFCCS engage des auxiliaires forestiers recrutés dans les villages. Cependant, cette politique est loin de combler le déficit de personnel des agents forestiers.

Dans sa politique de prévention des feux de brousse, la stratégie de la DEFCCS repose essentiellement sur l'ouverture de pare-feux (400 000 ha prévus lors de la campagne 2007/2008), les feux précoces et la mise en place des comités villageois de lutte contre les feux de brousse.

La lutte active est la phase la plus délicate dans la lutte contre les feux de brousse, car elle nécessite la mobilisation d'importants moyens logistiques et humains (DEFCCS, 2009). Le feu est en général détecté par les populations qui lancent l'attaque initiale avec le petit matériel de lutte contre les feux de brousse mis à leur disposition par le service forestier, les projets de développement rural, les Organisations Non Gouvernementales (ONG). Ainsi, les feux non déclarés par les populations rurales peuvent être complètement ignorés par les services forestiers. Cette réalité entache la fiabilité des données statistiques fournies par la DEFCCS.

L'un des points faibles de la gestion des feux au Sénégal est la non prise en compte de la dimension recherche dans les stratégies de prévention des incendies. A titre d'exemple, les feux précoces pratiqués par les agents forestiers et les populations rurales sont basés

uniquement sur des connaissances empiriques de la végétation et des paramètres météorologiques. Jusque là, la synergie entre les différentes institutions techniques et de recherche: la DEFCCS, les Universités, l'Agence Nationale de la Météorologie du Sénégal (ANAMS) et le Centre de Suivi Ecologique (CSE) qui travaillent dans le domaine, ne semble pas encore être effective.

1.3. Objectifs de l'étude

L'objectif global de cette thèse est d'étudier les facteurs biophysiques et anthropiques qui déterminent l'éclosion et le comportement du feu en vue d'une meilleure estimation du risque de feu. Cet objectif répond aux soucis d'une prévision du phénomène et d'une utilisation plus efficace des unités de lutte contre les incendies.

L'éradication des feux de brousse est un dessein utopique et somme toute non souhaitable car les feux sont à l'origine une perturbation naturelle des écosystèmes nécessaire à leur dynamique. *Cependant, il est possible de réduire considérablement leur occurrence et leur ampleur par une meilleure connaissance des facteurs d'éclosion et de propagation, et ainsi ramener leur régime à un niveau contrôlable et acceptable.*

1.4. Démarches scientifiques

Les conditions d'éclosion et de propagation du feu sont déterminées par des facteurs biologiques, physiques et humains (Fig.1) dont leur connaissance est indispensable pour l'estimation du risque de feu de brousse.

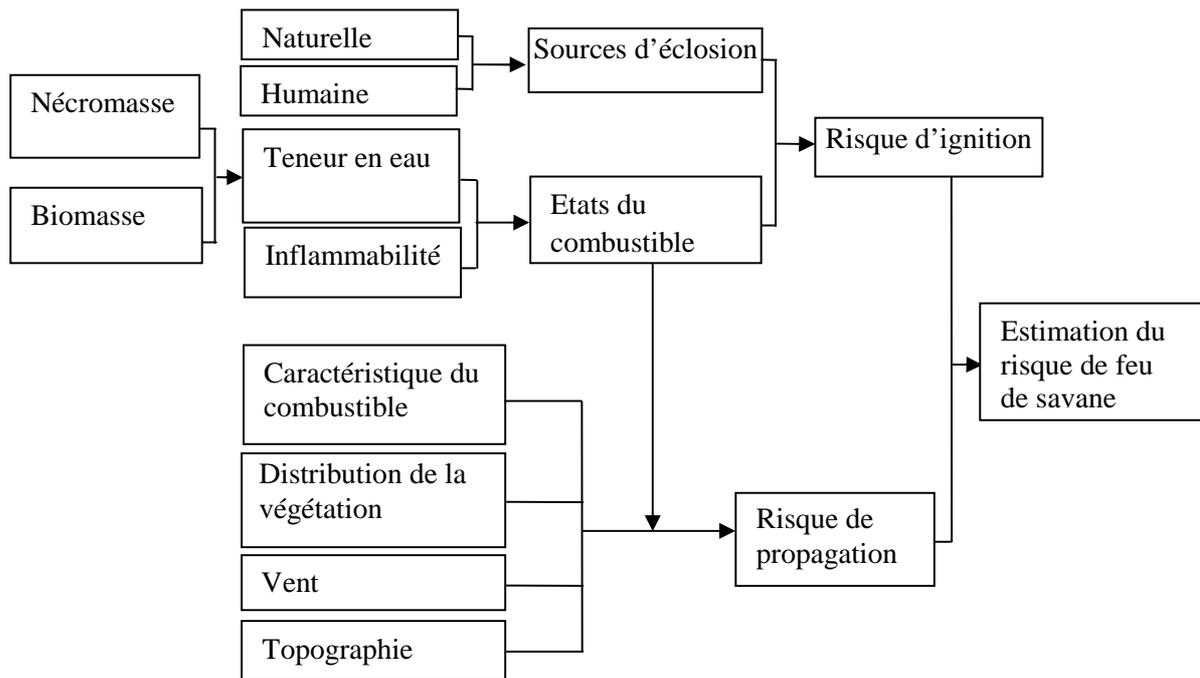


Figure 1. Structure et facteurs du risque de feu (adaptée de Dauriac (2004) et Chuvieco *et al.* (2010)).

Pour mener ce travail, nous avons combiné tout au long de cette étude, plusieurs techniques et démarches méthodologiques à savoir la télédétection, les études expérimentales sur le terrain, la modélisation du comportement du feu et des enquêtes de terrain. Nous procédons dans ce chapitre à une présentation sommaire de cette démarche en attendant d’y revenir de façon plus détaillée dans les chapitres suivants.

1.4.1. Apport de la télédétection dans le suivi de la végétation et de la gestion des feux de brousse

1.4.1.1. Quelques principes généraux de télédétection

La télédétection est une technique qui permet, à l’aide d’un capteur, "d’observer" et d’enregistrer le rayonnement électromagnétique, émis ou réfléchi, par une cible quelconque sans contact direct avec celle-ci. Le traitement et l’analyse des informations véhiculées par le rayonnement enregistré permettent d’accéder à certaines propriétés de cette cible: géométriques (position, forme et dimensions), optiques (réflexion, transmission, absorption, etc.) et physico-chimiques (température, teneur en eau, chlorophylle foliaire, phytomasse, matière organique du sol,...) (Soudani, 2005).

Le rayonnement électromagnétique est l'un des éléments fondamentaux en télédétection spatiale tant il contient l'essentiel de l'information réfléchié ou émis par les surfaces détectées. Le spectre électromagnétique représente la répartition des ondes électromagnétiques en fonction de leur longueur d'onde, de leur fréquence ou bien encore de leur énergie. Le spectre électromagnétique s'étend sur de courtes longueurs d'onde (dont font partie les rayons gamma et les rayons X) aux grandes longueurs d'onde (micro-ondes et ondes radio) (Fig. 2).

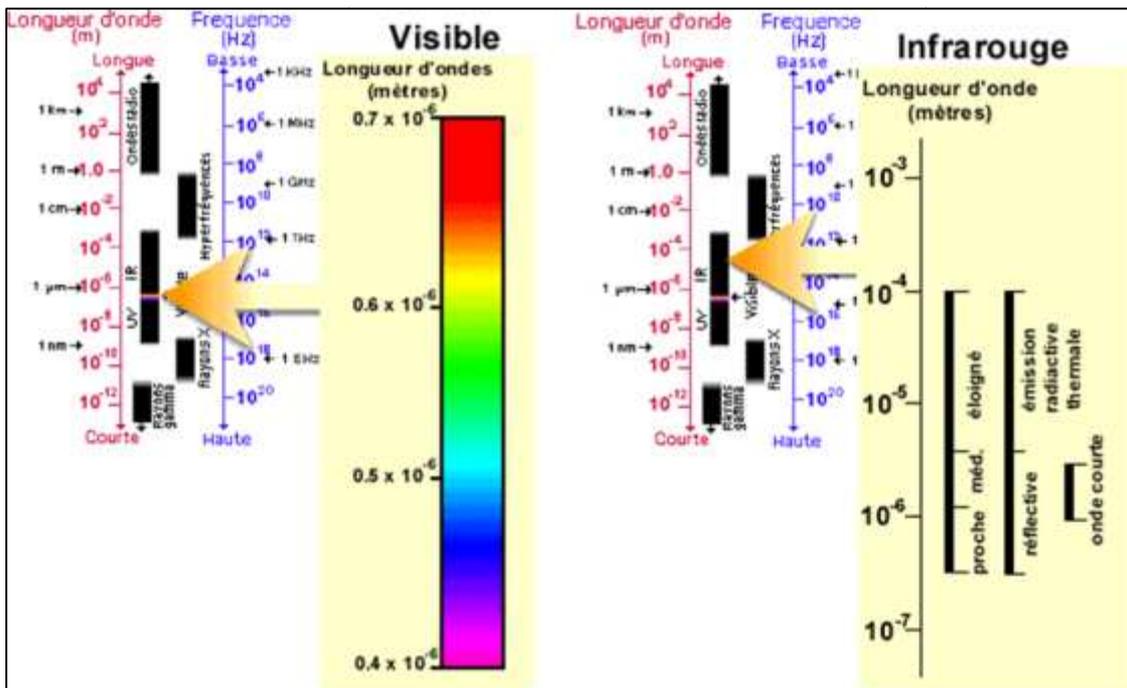


Figure 2. Spectre électromagnétique avec le Visible et l’Infrarouge détaillés.

(Source : Centre Canadien de Télédétection, <http://www.rncan.gc.ca/sciences-terre/limite-geographique/teledetection/11692>).

Néanmoins, tout le spectre électromagnétique n’est pas utilisé en télédétection. L’atmosphère ne laisse passer le rayonnement solaire que dans un nombre limité de bandes spectrales appelées fenêtres atmosphériques. Si l’atmosphère est relativement transparente dans le visible et présente une large fenêtre atmosphérique dans l’infrarouge (de 8 à 14µm), elle est opaque de 22µm à 1mm, ce qui explique la non utilisation de cette portion de spectre en télédétection. Dans les hyperfréquences, l’atmosphère est transparente au-delà de 3 cm, mais devient opaque pour des longueurs d’onde supérieures à 30 m, pour lesquelles il y a interaction avec l’ionosphère (Girard and Girard, 1999). Les longueurs d’onde utilisées en télédétection sont essentiellement le visible de 0,4 à 0,7 µm, le proche infrarouge de 0,7 à 1,3 µm, l’infrarouge

moyen de 1,3 à 3 μm , l'infrarouge thermique de 3 à 15 μm et les hyperfréquences ou micro-ondes.

Les plateformes utilisées en télédétection sont nombreuses (au sol, ballon, avion, satellite). La télédétection est dite passive lorsque la source illuminant la cible est indépendante du capteur. Généralement, cette source est le soleil. C'est le cas des satellites MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), LANDSAT (Land Satellite), SPOT (Satellite Pour l'Observation de la Terre), NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). A ce jour, les données en télédétection passive sont les plus accessibles.

En télédétection active, une source de rayonnement artificielle est embarquée à bord du satellite. C'est le cas du RADAR (Radio Detection and Ranging) utilisant une source hyperfréquence, du LIDAR (Light Detection And Ranging). L'un des principaux avantages de la télédétection active radar est la possibilité de réaliser des acquisitions en tout temps, par ciel clair ou nuageux, et de jour comme de nuit. Cependant, les images RADAR sont plus difficiles à analyser.

En télédétection satellitaire, les capteurs sont classés en fonction de leurs résolutions (temporelle, spatiale et spectrale). Le choix des images dans le cadre d'une étude est toujours assujetti à la qualité des résolutions.

La résolution spatiale correspond à la surface élémentaire d'échantillonnage observée instantanément par le capteur. Cette surface élémentaire correspond au pixel (picture element). On distingue souvent trois types de résolution spatiale :

- Basse Résolution Spatiale (BRS) : >100 m, c'est le cas des capteurs MODIS, AVHRR, SPOT VEGETATION, MERIS, etc.
- Haute Résolution Spatiale (HRS) : 5 à 100 m, c'est le cas des capteurs : HRVIR, ASTER, ETM+, FORMOSAT-2, etc.
- Très Haute Résolution Spatiale (THRS) : <5 m, avec les capteurs Worldview-2, QuickBird, IKONOS, Kompsat-2, etc.

La résolution temporelle ou répétitivité correspond à la période entre deux acquisitions de la scène. Bien que cette résolution dépende de l'orbite et du mode de manœuvre du satellite, certains systèmes ont la possibilité de se dépointer de leur trace par programmation (Satellite

SPOT). La résolution temporelle est en général inversement proportionnelle à la résolution spatiale (Fig. 3).

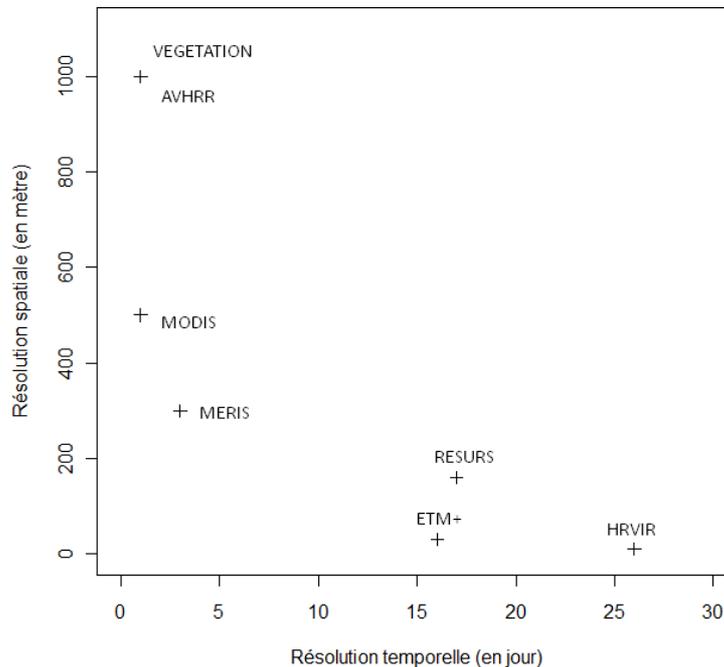


Figure 3. Résolutions temporelle et spatiale de certains capteurs satellitaires.
Ces résolutions ne prennent pas en compte les données panchromatiques

La résolution spectrale correspond aux plages de longueurs d’onde communément appelées bandes spectrales explorées par le capteur. Ces bandes sont définies par leur nombre, leur position et leur largeur. En fonction de la résolution ou richesse spectrale, on distingue plusieurs types d’images:

- les images panchromatiques disposent d’une seule bande spectrale et renseignent sur l’intensité “moyenne” du rayonnement visible (λ entre 0.5 et 0.7 μm);
- les images multi-spectrales (< 10 bandes) sont produites à partir d’enregistrements simultanés ou consécutifs dans le domaine du visible et/ou de l’infrarouge thermique. Les bandes spectrales ne sont pas nécessairement contiguës ;
- les images hyper-spectrales sont enregistrées sur une multitude de bandes (souvent >100 bandes) contiguës et situées dans des parties du visible, proche et moyen infrarouge du spectre électromagnétique.

Il existe un compromis entre résolution spectrale et résolution spatiale. En règle générale, plus on augmente la résolution spectrale, plus on a tendance à diminuer la résolution spatiale. Ceci s'explique par le fait que les détecteurs ont besoin de suffisamment de flux d'énergie lumineuse pour augmenter le rapport signal/bruit et qu'une augmentation de la résolution va dans le sens de la diminution de ce flux (Benhadj, 2008).

1.4.1.2. Télédétection des couverts végétaux

La télédétection des couverts végétaux est fortement liée à la propriété optique des feuilles. Dans le cadre des plantes chlorophylliennes, les feuilles contiennent de la chlorophylle qui est une molécule qui absorbe fortement dans les bandes spectrales du bleu et du rouge et qui réfléchit dans le vert. C'est pourquoi la végétation nous apparaît verte. En outre, la végétation réfléchit aussi dans le Proche Infrarouge (PIR). Dans ce domaine de longueur d'onde, ce ne sont plus les pigments qui sont responsables de la réflexion mais la structure du feuillage (le parenchyme lacuneux, une des composantes des feuilles). L'infrarouge moyen 1,3-2,5 μm est particulièrement sensible à la teneur en eau de la végétation avec les bandes d'absorption de l'eau centrées sur 1,45 μm , 1,95 μm et 2,5 μm . Les pics de réflectance sont à 1,65 μm et 2,2 μm (Fig. 4).

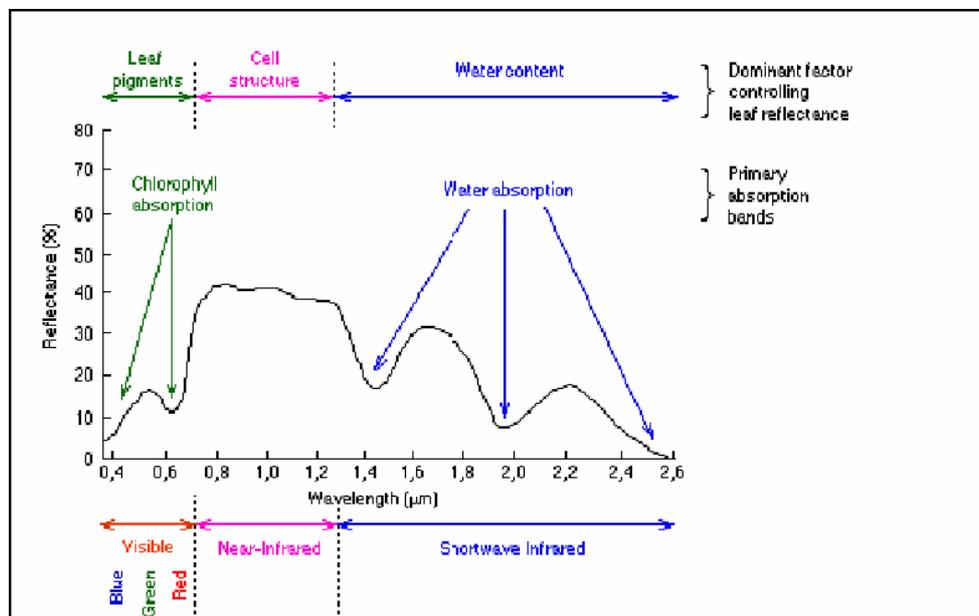


Figure 4. Propriétés optiques des feuilles (Source : Soudani, 2005).

De nombreux facteurs (structure interne des feuilles, âge, teneur en eau, déficiences minérales et état sanitaire des feuilles) sont à l'origine des perturbations de ces propriétés (Guyot *et al.*, 1989).

Le rayonnement électromagnétique enregistré au niveau du capteur est perturbé par l'atmosphère lors de son double trajet, incident (soleil-cible) et réfléchi (cible-capteur). L'énergie provenant du soleil n'arrive pas entièrement à la surface de la terre (Fig. 5). Une partie de cette énergie est absorbée par plusieurs gaz atmosphériques notamment l'ozone qui réduit l'énergie dans le rouge et la vapeur d'eau dans le proche infrarouge. Outre le phénomène de l'absorption atmosphérique, le rayonnement solaire est perturbé par la diffusion liée à la présence de particules dans l'atmosphère.

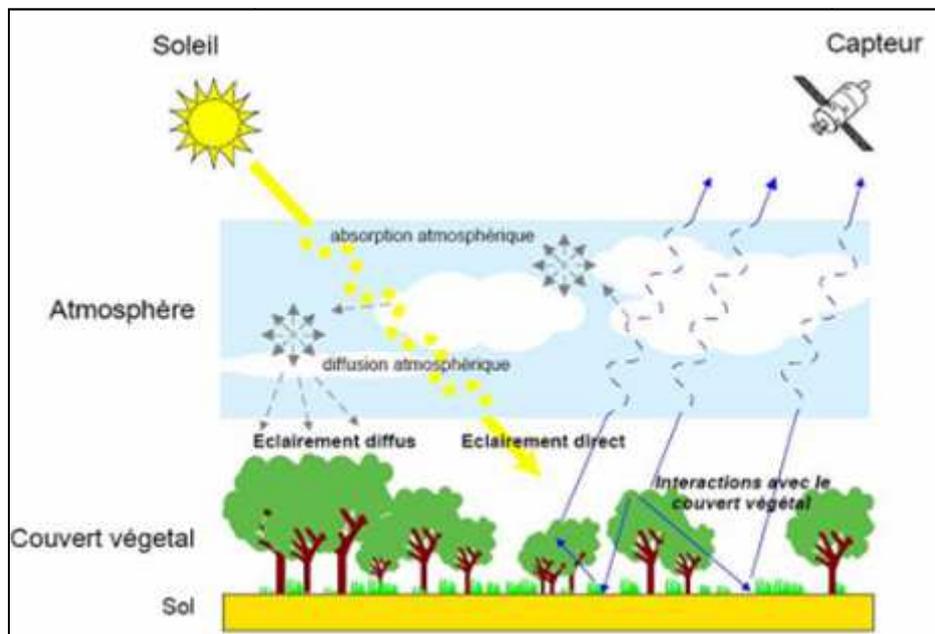


Figure 5. Processus de détection active (solaire) de la végétation.

(Source : (Bacour, 2001)

La télédétection a connu d'importantes avancées au cours des dernières années tant au niveau des capteurs mis en orbite qu'au niveau des algorithmes utilisés pour le suivi de la végétation et la détection des feux. De nos jours, la télédétection est reconnue comme étant un outil efficace dans le suivi régulier de la végétation (Ceccato, 2001; Dauriac, 2004). Elle se présente comme une opportunité pour les pays en développement qui font face à l'étendue des paysages forestiers à gérer et à l'insuffisance des moyens matériels et humains.

1.4.1.3. Télédétection et feux de brousse

La télédétection peut être utilisée dans le suivi spatio-temporel de la dynamique du couvert végétal notamment le processus de sénescence, l'évolution hydrique de la végétation. Par ailleurs, la télédétection est aussi utilisée pour la détection des feux actifs et l'estimation des surfaces brûlées.

La méthode de détection des feux utilise un algorithme contextuel basé sur la réponse spécifique des feux dans les longueurs d'ondes du moyen infrarouge et du thermique. La première étape consiste à identifier les pixels potentiellement affectés par un feu d'après l'analyse de leur réponse spectrale dans différentes bandes. Ces pixels sont ensuite classés comme pixels avec feu ou sans feu en fonction des résultats de la comparaison de leurs caractéristiques spectrales avec celles des pixels voisins (Mbow, 1997; Giglio *et al.*, 2003).

Les algorithmes pour la cartographie des surfaces brûlées reposent essentiellement sur le contraste spectral des couverts végétaux traduisant les surfaces brûlées et celles non brûlées. Ces algorithmes combinent d'une part, des techniques de classification de données de télédétection sur la végétation antérieures et postérieures au passage du feu, et d'autre part un seuillage des températures dans les endroits brûlés avec l'augmentation des températures de surface dans les zones brûlées pendant la journée.

1.4.2. Etudes expérimentales sur le terrain

Les études expérimentales concernent essentiellement le suivi de l'évolution de la teneur en eau de la végétation et les brûlages dirigés.

Il existe plusieurs méthodes directes (thermiques, électriques, mécaniques, chimiques,...) d'estimation de la teneur en eau de la végétation. L'étuvage est la méthode la plus simple et la moins coûteuse, de loin la méthode universelle. Elle consiste à prélever une partie ou l'ensemble d'un végétal afin d'en extraire l'eau par séchage en étuve en condition de température stable (Dauriac, 2004). Dans ce travail, nous avons choisi la méthode la plus universelle, l'étuvage.

L'usage des brûlages dirigés expérimentaux est très répandu (e.g. Trabaud, 1979; Hély *et al.*, 2003a; Savadogo *et al.*, 2007b; Gambiza *et al.*, 2005) dans le cadre des études sur le comportement du feu. Bien que les résultats obtenus dans les brûlages dirigés ne permettent pas de reconstruire les conditions réelles de comportement d'un feu (Laris and Wardell,

2006), ils donnent des ordres de grandeur appréciables pour la compréhension des variables du comportement du feu.

1.4.3. Modélisation du comportement du feu

Il existe différentes approches pour décrire la propagation d'un feu de forêt ou de végétation. Les premiers modèles de propagation sont apparus dans les années 60. Weber (1991) a classé la plupart des modèles existants en trois catégories : statistique, physique et empirique. Nous nous basons essentiellement des travaux de Hesses (2005) pour la présentation de ces trois modèles.

- **Les modèles statistiques** basés sur l'observation d'un grand nombre de feux, ne permettent pas de décrire les caractéristiques ou la vitesse de propagation d'un feu. De tels modèles donnent de très bons résultats pour des feux de même nature, évoluant dans des conditions précises. Par manque de calculs (physiques), ils ne peuvent être utilisés dans des conditions différentes, ce qui restreint beaucoup leur application. Cependant, ils peuvent servir à la prévision des risques pour de grandes superficies de végétation de caractère uniforme (Giroud, 1997).
- **Les modèles physiques** reposent sur l'étude des principes qui régissent le développement du feu. Ces modèles font la différence entre les modes de transfert de chaleur et utilisent plus de moyens mathématiques. Le résultat des processus de combustion est supposé connu à priori, à savoir, les caractéristiques de la flamme et des braises (température, dimensions, émissivité...). Ces modèles ne prennent pas en compte les processus de base qui expliquent la naissance et la propagation d'un feu. Ils servent donc essentiellement à améliorer nos connaissances dans ce domaine. Ce modèle décrit la pyrolyse et la combustion, mais il ne prend pas en compte l'hydrodynamique (Bellemare, 2000).
- **Les modèles empiriques** n'aident pas à la compréhension des phénomènes car ils sont basés sur une équation globale de l'énergie qui ne permet pas de différencier les mécanismes de transfert de chaleur. Ils se limitent à la prédiction de la vitesse de propagation du feu dans des configurations données. Ils introduisent dans la formulation de la vitesse de propagation des paramètres comme, par exemple, la taille des particules, l'humidité du combustible, les chaleurs de réaction, etc. Ils sont basés sur un principe de conservation de l'énergie, mais ils ne différencient pas les modes de transfert

d'énergie. Une approche intermédiaire qui combine les approches statistique et empirique permet de prédire certains aspects du feu en un minimum de temps, et a donné lieu à des outils de prédiction opérationnels comme le système américain BEHAVE (Hessas, 2005).

Le simulateur BehavePlus (version récente de BEHAVE) a été choisi dans le cadre de cette étude en raison de son aptitude à incorporer des paramètres liés notamment aux combustibles, à la météorologie et à la topographie.

1.4.4. Enquêtes sociales

Les enquêtes sociales reposent sur deux démarches essentielles : les enquêtes quantitatives et les enquêtes qualitatives. Les enquêtes quantitatives impliquent l'utilisation de questionnaires et donnent des ordres de grandeur chiffrés. En revanche, dans les enquêtes qualitatives, ce sont les entretiens individuels semi-structurés, les focus groups et l'observation qui sont les plus utilisés.

Dans ce travail, nous avons opté davantage pour les enquêtes quantitatives, bien que quelques entretiens semi-structurés aient été utilisés.

Chapitre 2 : Caractérisation et analyse du régime de feux dans les savanes du Sénégal à partir des données MODIS sur les surfaces brûlées (MCD45A1)

La gestion efficace du phénomène des feux requiert l'intégration stratégique de facteurs comme la connaissance du régime de feu qui affecte la dynamique des paysages forestiers. Face à la variabilité des composantes du régime de feu, la télédétection spatiale se présente comme un outil efficace pour en assurer le suivi. Les données MODIS sur les surfaces brûlées (MCD45A1) ont été utilisées ici pour étudier le régime de feu au Sénégal de 2001 à 2010. Ce produit (MCD45A1), en plus de fournir des informations sur la spatialisation des activités de feu, présente des avantages sur l'estimation de la taille des feux et des superficies brûlées.

Les superficies brûlées mensuelles et annuelles ont été estimées et les proportions de surface brûlée par classes de feu présentées. La distribution spatio-temporelle des cas de feu a été établie à l'échelle nationale. La fréquence des feux a été calculée et les pixels, les plus sensibles au feu au cours des dix années, étudiés et localisés. En outre, les cycles de feu de chaque zone écologique ont été également estimés. Chaque composante du régime de feu a été discutée.

2.1. Introduction

Le feu est un des facteurs qui influence la dynamique des écosystèmes de savane en raison des vastes étendues de végétation brûlées chaque année, la dynamique des peuplements et les émissions de gaz à effet de serre (Laris, 2005; Devineau *et al.*, 2010; Whitlock *et al.*, 2010). Des travaux, basés sur les méthodes de la télédétection et de la modélisation, ont montré que 2,6 millions de kilomètre carré brûlent chaque année en Afrique, contribuant ainsi à 48% des émissions globales de CO₂, mais avec une erreur estimée élevée (Furley *et al.*, 2008; Schultz *et al.*, 2008).

Les savanes constituent des écosystèmes complexes composés d'une végétation herbacée continue, d'arbres et d'arbustes, dont les proportions sont déterminées par des paramètres environnementaux, écologiques et humains façonnés par le feu (Furley *et al.*, 2008). La végétation herbacée, qui représente le principal combustible dans les écosystèmes de savane, perd toute son eau peu de temps après la fin des pluies et offre par conséquent les conditions idéales d'inflammabilité (van der Werf *et al.*, 2008; Mulqueeny *et al.*, 2011). Cette condition est régulièrement atteinte à cause de la saisonnalité des pluies dans les écosystèmes de savane sénégalaise (Sow *et al.*, 2013).

Ainsi, la structure et les conditions environnementales des savanes font que ces écosystèmes, très susceptibles aux feux sont devenus une préoccupation majeure à cause des fortes conséquences générées. De telles perturbations peuvent avoir des conséquences sociales, économiques notamment à cause de l'importance des ressources pastorales et naturelles pour les populations rurales des zones sahélo-soudaniennes (Devineau *et al.*, 2010). En effet, en Afrique de l'Ouest notamment au Sénégal, les systèmes de productions animales sont basés, pour l'essentiel sur un élevage extensif où l'alimentation du cheptel est assurée par le pâturage naturel essentiellement fourni par des formations du domaine forestier ouvertes au parcours du bétail. Les superficies pâturables sont estimées annuellement à plus de 12 millions d'hectares (CSE, 2009). La qualité ainsi que la quantité des pâturages, tributaires des précipitations et des modes d'utilisation du sol, sont souvent affectées par les déficits pluviométriques récurrents. Aussi, la strate ligneuse est souvent utilisée comme pâturage aérien pour l'alimentation des animaux à la fin de la saison sèche. Par ailleurs, les matériaux tirés des ressources végétales (paille, branche, tige) sont utilisés dans la construction des habitats par les populations rurales. Au vu de l'importance des ressources végétales, les

quantités de biomasse consommées chaque année entraînent des pertes énormes pour les hommes et le bétail.

Face à l'ampleur du phénomène des feux, les services forestiers utilisent de multiples stratégies de prévention des incendies dont l'efficacité devrait reposer en partie sur une connaissance approfondie des différentes composantes du feu.

C'est dans cette optique que nous avons orienté ce chapitre sur l'étude du régime de feu. Celui-ci est caractérisé par la distribution spatio-temporelle, l'occurrence, la fréquence, la taille et le cycle des feux ainsi que leur sévérité (Gauthier *et al.*, 2001; Hély and Alleaume, 2006; Archibald *et al.*, 2010b; Devineau *et al.*, 2010; Whitlock *et al.*, 2010; Peterson *et al.*, 2011); le point sur la sévérité des feux n'étant pas abordé dans notre analyse. La connaissance de ces composantes du feu est nécessaire aussi bien dans la prévention des incendies que dans le suivi de la dynamique des formations végétales.

Plusieurs auteurs (Langaas, 1992, 1995a, b; Mbow, 2000; Nielsen *et al.*, 2003; N'Datchoh *et al.*, 2012) ont mené des études sur le régime de feu au Sénégal, en utilisant des données sur les feux actifs. Cependant, la mise à disposition des données de télédétection sur les feux s'est nettement diversifiée et améliorée dans les dernières décennies (Archibald *et al.*, 2010b). C'est ainsi que nous avons utilisé dans cette analyse le produit MODIS MCD45A1 de la NASA sur les superficies brûlées, pour son aptitude à décrire les caractéristiques du régime de feu (Roy and Boschetti, 2009; Archibald *et al.*, 2010b; Lehsten *et al.*, 2010). Les données MODIS MCD45A1 utilisées couvrent la totalité du Sénégal entre 2001 et 2010.

Dans ce chapitre, nous présenterons des composantes du régime de feu (la distribution spatio-temporelle, la fréquence, la taille et le cycle des feux) au Sénégal ainsi que leurs particularités en fonction des zones écologiques.

2.2. Méthodologie

2.2.1. Zone d'étude

Des découpages climatiques poussés ont porté sur le Sénégal. Nous nous sommes inspirés de celui élaboré par Sagna (2005) que nous avons volontairement simplifié en trois grandes zones (sahélienne, nord soudanienne et sud soudanienne) (Fig. 6), fonction de l'évolution du

gradient pluviométrique, du processus de sénescence de la végétation et de l'occurrence des feux.

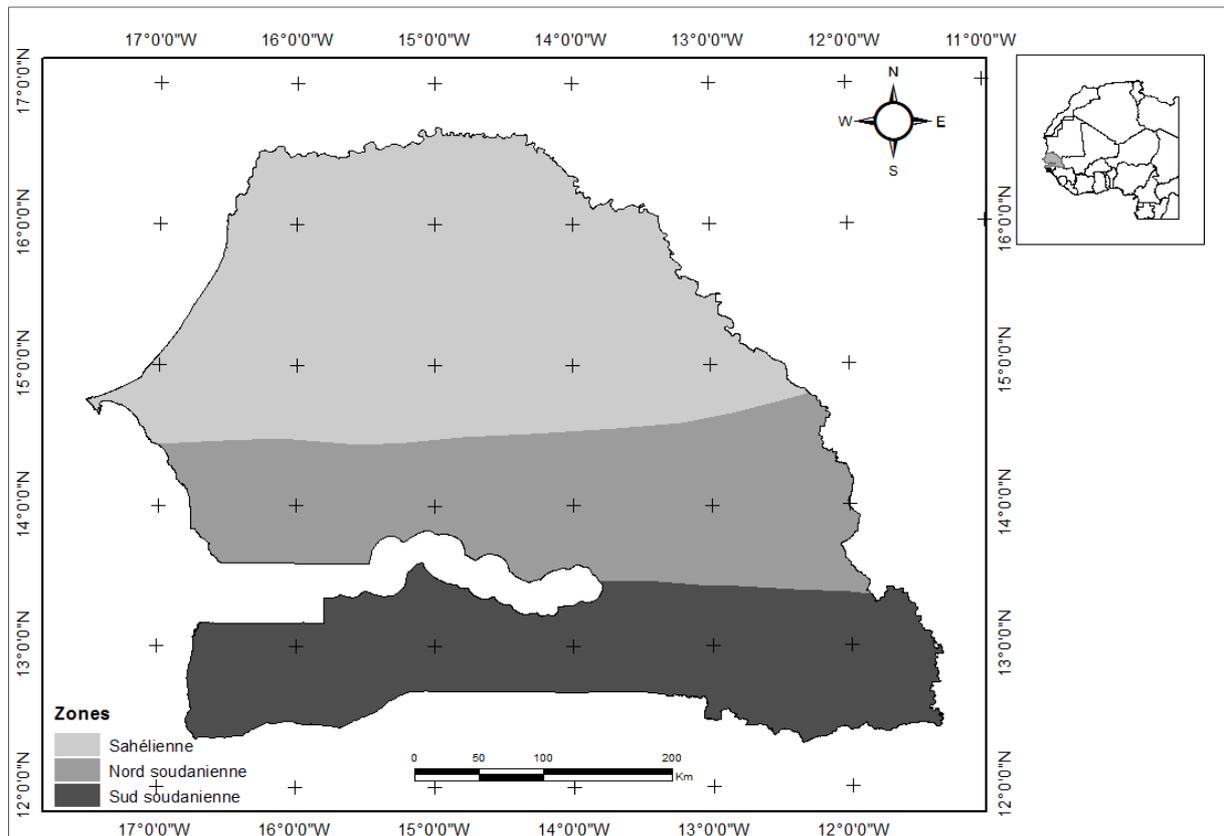


Figure 6. Situation géographique de la zone d'étude.

La zone sahélienne est située dans la partie nord du pays (latitude: 17°00-14°44 N, longitude: 11-18° W) (figure 6). La saison pluvieuse s'y étend de juillet à septembre avec des cumuls pluviométriques annuels compris entre 200 et 400 mm (Fensholt and Sandholt, 2003). La végétation est essentiellement constituée d'herbacées dominées par des plantes annuelles. La végétation ligneuse est très éparse avec un taux de couverture autour de 11%.

Les activités humaines dans la région sahélienne sont principalement dominées par l'élevage, la principale activité économique. Le type d'élevage, basé sur un système d'exploitation extensif, est fortement lié à la disponibilité des ressources hydriques et végétales.

La zone nord soudanienne est située au centre du pays (latitude: 14°44-13°40 N, longitude: 11-18° W) (figure 6). La saison des pluies s'étend de juin à octobre avec une pluviométrie annuelle de 700 à 800 mm. La végétation de savane est composée d'un tapis herbacé continu, d'arbres et de beaucoup d'arbustes. La couverture ligneuse est en moyenne de 29%.

L'agriculture, notamment la culture de l'arachide et du mil, suivie de l'élevage dominant les activités économiques dans les zones rurales.

La zone sud soudanienne est située au sud du pays (latitude: 13°40-12°00 N, longitude: 11-18° W) (figure 6). La saison des pluies (mai à octobre) enregistre 800 à 1200 mm de pluie par année. Le paysage forestier est constitué d'une savane arborée plus ou moins arbustive avec une couverture herbacée continue. Le taux de couverture ligneuse est de 50% en moyenne.

L'économie de la région est dominée par les activités agricoles, l'exploitation forestière telle que la production de charbon et quelques activités d'élevage et de chasse.

2.2.2. Données MODIS MCD45A1 sur les surfaces brûlées

Les algorithmes de détection des traces de feu ou surfaces brûlées sont basés essentiellement sur deux changements liés aux réactions physiques de la végétation après le passage du feu :

- la réduction substantielle de la réflectance dans le moyen infrarouge (Roy *et al.*, 2008). Les surfaces brûlées ont une réflectance plus faible que la végétation saine dans le moyen infrarouge, à cause de l'absorption de la radiation par les cendres (Brustet *et al.*, 1991; Jacquin *et al.*, 2010). Cependant, la réflectance des surfaces brûlées dans le moyen infrarouge est voisine de la réflectance des surfaces très humides et rend les confusions possibles. Cela explique la prise en compte d'un deuxième discriminant plus sévère ;
- l'augmentation des températures de surface dans les zones brûlées pendant la journée en raison de la forte absorption des radiations solaires et de l'absence de l'évapotranspiration qui dans les conditions normales, assure le transfert de l'énergie dans l'atmosphère sous forme de chaleur latente, à travers la vapeur d'eau (Eva and Lambin, 1998; Nielsen *et al.*, 2002; Kana and Etouna, 2006). De plus, la présence des cendres et du charbon décroît l'albédo de surface et en augmente la température d'environ 7 à 8° Kelvin (Kana and Etouna, 2006).

Les données MODIS MCD45A1 (niveau 3) sur les superficies brûlées sont validées par la NASA. 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 (Jacquin *et al.*, 2010). 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 *et al.*, 2006). La méthode utilisée est une approche de détection des changements appliquée indépendamment sur chaque pixel sur une période définie. Les valeurs de réflectance de surface dans les bandes 2, 5 et 7 observées sur une période de 16 jours sont utilisées pour prédire la réflectance le jour postérieur à cette période. Une mesure statistique (Z-score) est utilisée pour déterminer si la différence entre les valeurs de réflectances observées et prédites traduit un changement significatif, c'est-à-dire le passage d'un feu. Il s'agit d'une procédure itérative avec un pas de temps journalier (Roy *et al.*, 2005). Bien que les données MCD45A1 soient mensuelles, la date approximative (± 8 jours) de chaque feu est indiquée.

2.2.3. Les données d'occupation du sol de la FAO (Land Cover Classification System : LCCS)

LCCS est un produit de l'Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) de l'Organisation des Nations Unies. Il fournit une base de données et une cartographie de l'occupation du sol au niveau mondial pour l'année 2005. Le produit LCCS fournit l'emplacement et la surface de chaque entité spatiale (savanes, steppes, forêts, végétation aquatique, zones urbaines, zones rurales, zones de culture, cours d'eau, etc.). A partir de ce produit, nous avons calculé et extrait les superficies des types de végétation (savanes, steppes, forêts et plantations forestières) susceptibles de brûler. Le calcul de ces superficies servira dans l'estimation du cycle de feu.

2.2.4. Le traitement des données

Le prétraitement des données MODIS MCD45A1 est effectué par la NASA. Nous avons suivi la méthode de Boschetti *et al.* (2009) pour extraire uniquement les pixels brûlés et ensuite calculer les superficies brûlées avec ArcGis 9.3.

Bien que la saison des feux dans les écosystèmes de savane d'Afrique de l'Ouest s'étend sur deux années civiles (généralement la saison des feux va du mois de septembre jusqu'au début de la saison des pluies entre avril et mai de l'année suivante), nous avons compilé les surfaces brûlées en données mensuelles allant de janvier à décembre car ce calendrier est plus commode à utiliser (Roy *et al.*, 2008; Archibald *et al.*, 2010a; Archibald *et al.*, 2010b).

Nous avons calculé l'occurrence des feux qui fait référence au nombre de feux ayant été allumés dans un territoire donné sur une période donnée (Gauthier *et al.*, 2001; Mbow, 2005; Devineau *et al.*, 2010).

La fréquence de feu a été calculée. Elle fait référence à l'intervalle de feu (en année) et correspond au temps écoulé entre deux feux successifs, en un endroit précis (Archibald *et al.*, 2010b; N'Datchoh *et al.*, 2012). Les données MCD45A1 ont été utilisées pour calculer le nombre de fois que chaque pixel a brûlé sur les dix années (entre 2001 et 2010). Pour ce faire, nous avons d'une part, extrait la coordonnée du centre de chaque pixel brûlé et, d'autre part, créé une grille régulière (avec des mailles de 500 m de côté) sur la zone d'étude. Puis, nous avons superposé les coordonnées des centres de pixel sur la grille (Fig. 7). Le nombre des coordonnées centres qui tombent dans chaque maille de 500 m de côté est égal au nombre de fois que cette maille ou pixel a brûlé sur les 10 années.

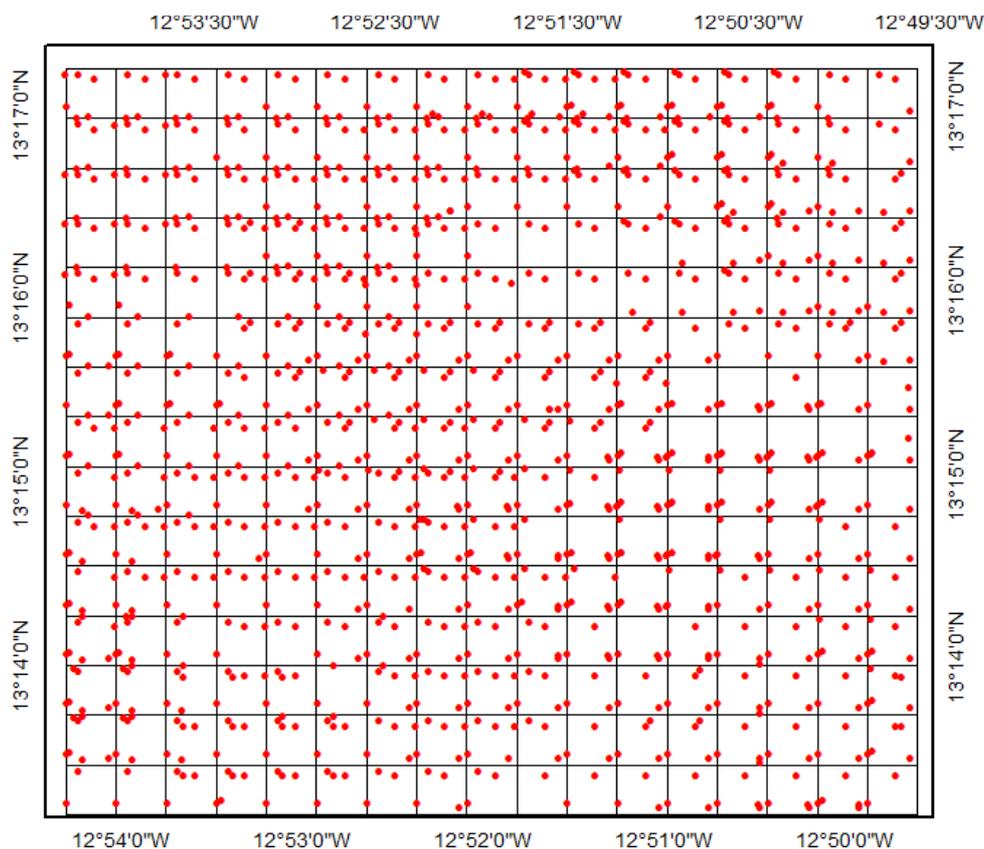


Figure 7. Extrait de la grille du Sénégal (parcelle de 500 x 500 m) en vue de calculer le nombre de pixels brûlés entre 2001 et 2010.

Le cycle de feu de chaque zone écologique a été aussi estimé. Le cycle de feu est le nombre d'années requises pour brûler une superficie égale à celle du territoire concerné (ex : zone écologique) (Fall *et al.*, 2004; Hély and Alleaume, 2006; Van Wagner *et al.*, 2006). Cette définition implique que, dans le territoire considéré, certains sites auront échappé au feu pendant la période de temps qui correspond au cycle, tandis que d'autres auront été incendiés plusieurs fois. La superficie de la zone considérée doit être clairement déterminée. Pour ce calcul, nous avons pris en compte les superficies des savanes, des steppes, des forêts et des plantations forestières fournies par le produit LCSS de la FAO. A titre d'exemple, le premier cycle de feu dans la zone sud soudanienne est atteint quand les superficies brûlées cumulées atteignent la taille de la surface de la zone. En raison de la dimension spatiale incluse dans son calcul, le cycle de feu est écologiquement utile pour le suivi de la dynamique des formations végétales (Van Wagner, 1978; Gauthier *et al.*, 2001).

Le cumul des surfaces brûlées sur dix ans n'ayant pas permis d'atteindre le cycle de feu dans la région sahélienne, nous avons rééchantillonné les données initiales par un tirage avec remise pour obtenir des données bootstrappées.

2.3. Résultats

2.3.1. Distribution spatiale des feux au Sénégal

En moyenne, 14 315 traces de feu sont enregistrées chaque année au Sénégal. Les cas de feu dans les zones soudanienne sont plus nombreux que dans la zone sahélienne (Tableau 1).

A l'échelle du pays, la distribution spatiale des cas de feu montre un contraste entre d'une part, l'est et le sud du pays fortement affectés par les feux et d'autre part, l'ouest, l'extrême sud-ouest et le nord plus ou moins épargnés (Fig. 8). Cette figure donne une idée de la distribution spatiale des feux au Sénégal.

Tableau 1. Nombre annuel de traces de feu et superficies annuellement brûlées par zone écologique.

*** Pour P-value < 0.001

Zones écologiques	Nombre annuel de traces de feu ***	Surfaces annuellement brûlées (ha) ***	Taille moyenne des traces de feu (ha) ***
Sahélienne	5387 c	514573 c	95,53 a
Nord soudanienne	15188 b	1021341b	67,25 b
Sud soudanienne	22372 a	1508172 a	67,41 b
Moyennes toutes zones	14315,6	1014695	76,73

Les différentes lettres sur une même colonne indiquent des différences significatives à une P-value <0.05 (Tukey HSD test).

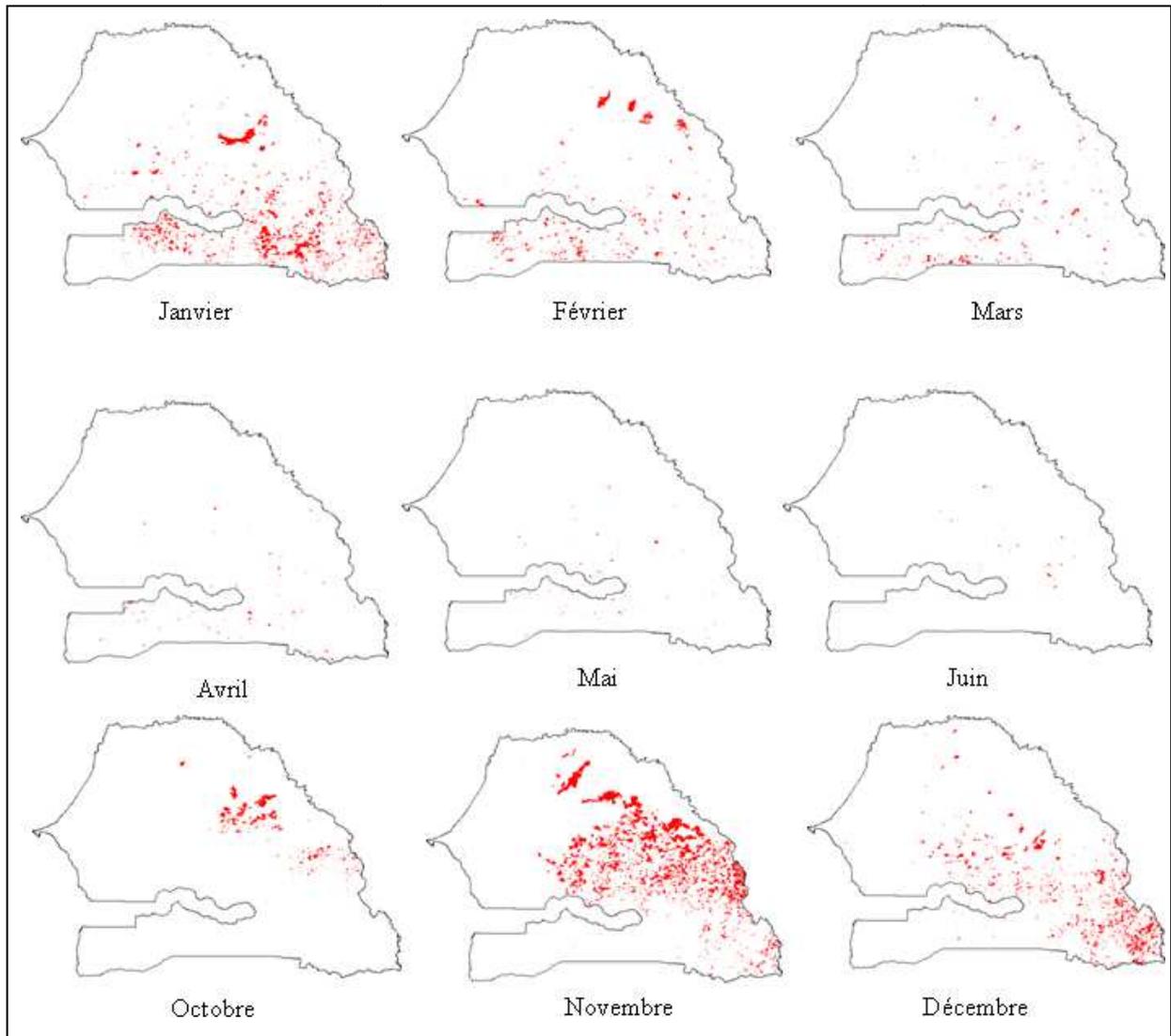


Figure 8. Distribution spatiale des traces de feu en 2010.

2.3.2. Distribution temporelle des feux de brousse au Sénégal

Entre 2001 et 2010, les superficies brûlées au Sénégal ont varié entre 1 893 826 et 3 795 430 ha (Fig. 9). La moyenne décennale tournait autour de 3 000 000 ha. Toutefois, l'année 2003 s'est distinguée du reste de la série par la faiblesse des superficies brûlées (1 893 826 ha).

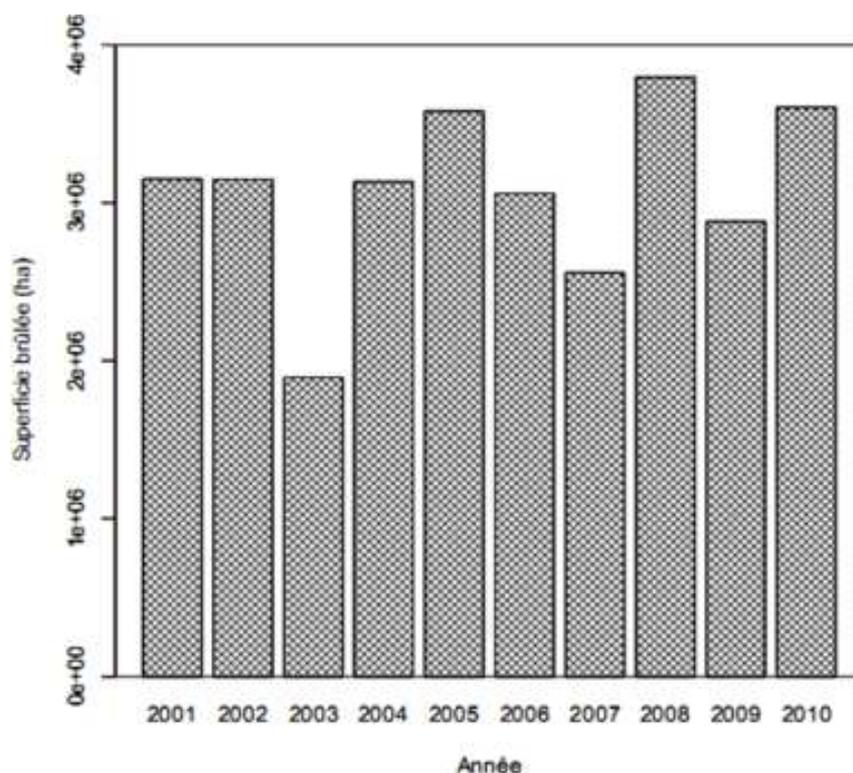


Figure 9. Superficies annuellement brûlées au Sénégal de 2001 à 2010.

Comme pour l'occurrence des feux, les superficies brûlées sont plus importantes dans les zones soudaniennes que dans la zone sahélienne (Tableau 1).

Globalement, la saison des feux s'étend du mois d'octobre au mois de mai (Fig. 10, d). Cependant, en fonction des spécificités écologiques zonales, on peut noter que dans les zones sahélienne et nord soudanienne, la saison des feux s'étend généralement d'octobre à mai au cours de l'étude. En revanche, dans la zone sud soudanienne, la saison des feux va de novembre à mai.

La plupart des superficies brûlées l'ont été au début de la saison sèche (entre octobre et janvier) quelle que soit la zone écologique considérée. Novembre est le mois au cours duquel le feu brûle le plus dans les zones sahélienne et nord soudanienne (Fig. 10). Par contre, pour la zone sud soudanienne, c'est au mois de décembre que le feu brûle le plus. Toutefois, nous avons noté des cas de feu, quoique rares, qui se sont déclarés hors de la saison des feux.

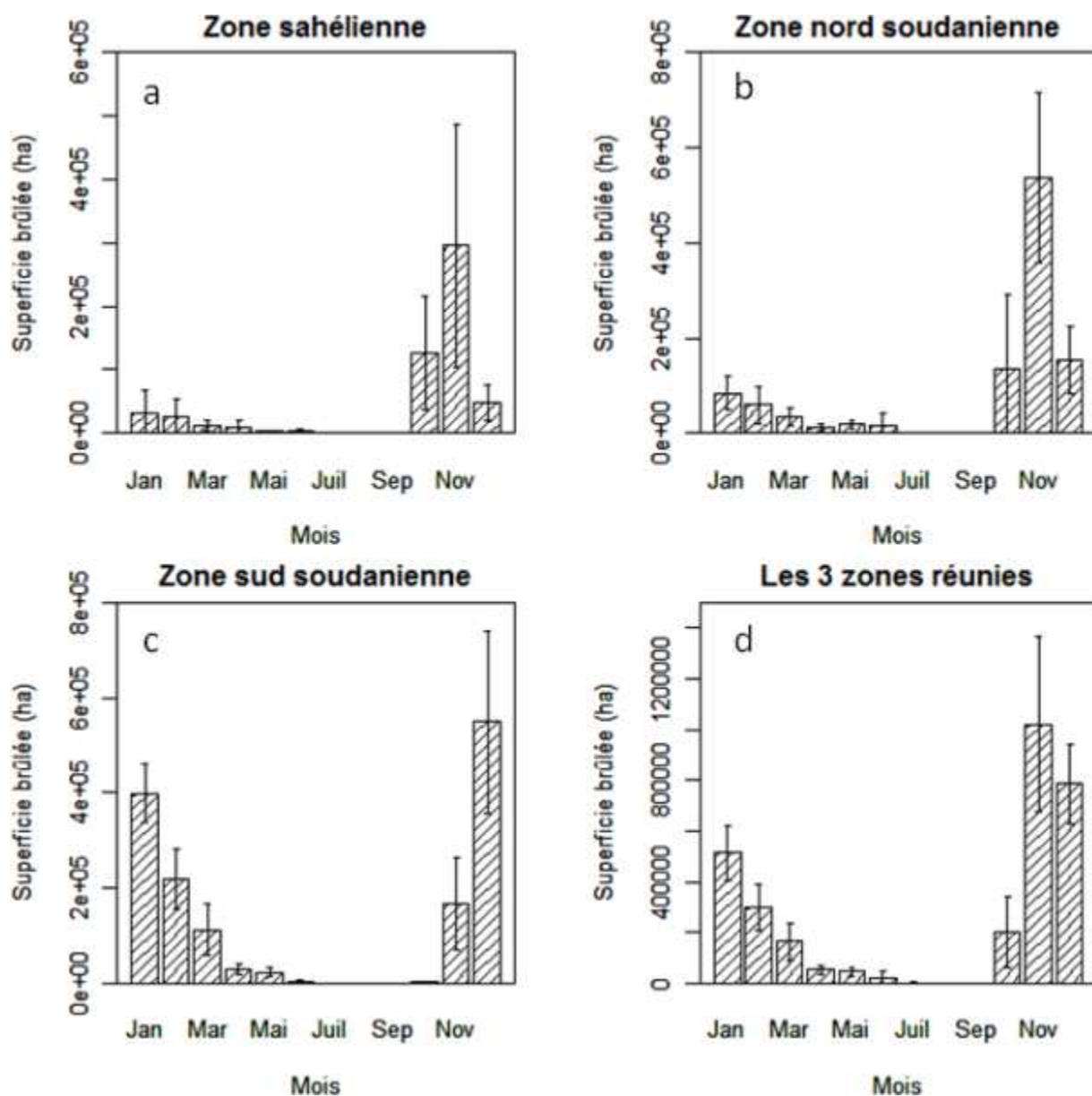


Figure 10. Superficies mensuellement brûlées de 2001 à 2010 dans trois zones écologiques du Sénégal.

2.3.3. Les classes de taille de feu

Les tailles de feu sont très variables dans la zone d'étude. La figure 11 donne un aperçu des tailles compilées en plusieurs classes. Le profil de ces classes peut être subdivisé en trois parties, fonction des proportions de superficie brûlée. La classe des petits feux (< 25 ha) a brûlé le maximum de superficie (18,57%) entre 2001 et 2010. On constate que la proportion de superficie brûlée par classe augmente au fur et à mesure que les tailles de feu deviennent

plus petites (Fig .11). Les feux de taille supérieure à 5000 ha représentent seulement 3% des superficies brûlées sur la période de l'étude.

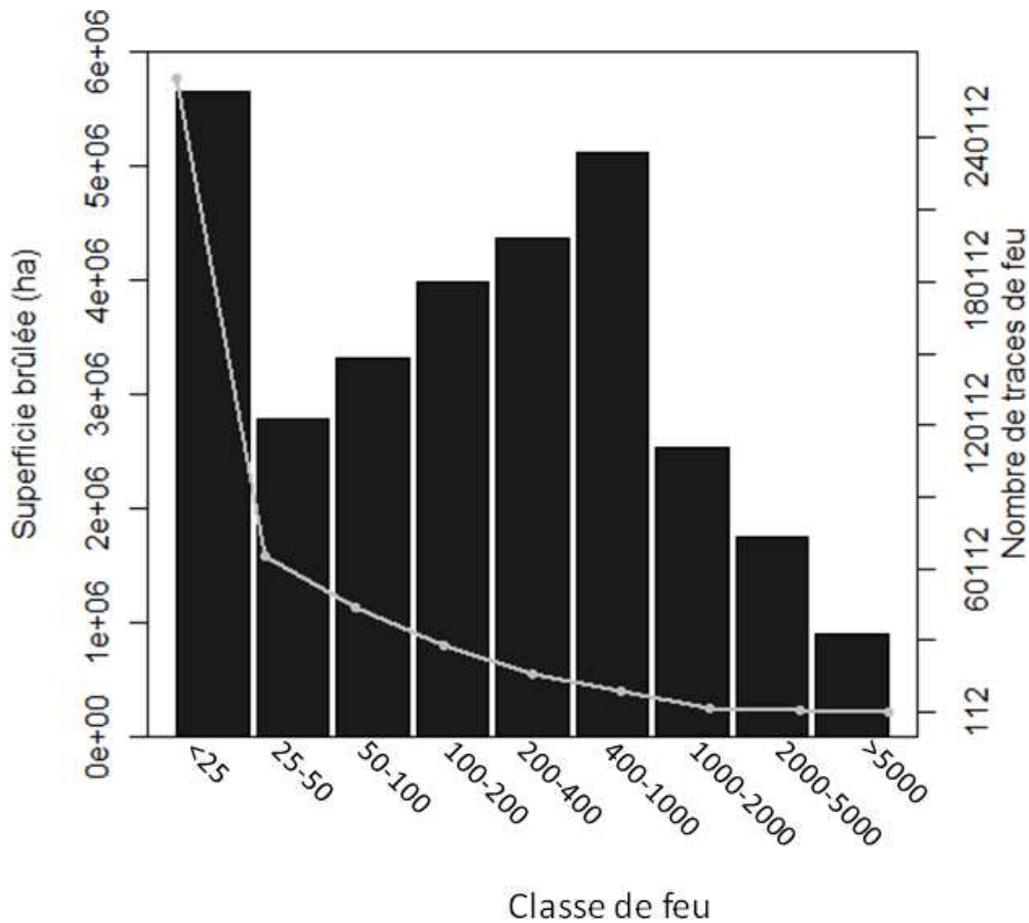


Figure 11. Nombre de traces de feu (ligne grise) et surfaces brûlées (barres noires), compilées en classes de taille de feu de 2001 à 2010.

A l'échelle zonale, la taille moyenne des feux, dans les zones sahélienne, nord soudanienne et sud soudanienne, est respectivement de 95,53 ha, 67,25 ha et 67,41ha mais avec des écarts-types très élevés. Les grands feux sont essentiellement situés dans la zone sahélienne alors que les petits feux sont plus nombreux dans la zone sud soudanienne.

2.3.4. La fréquence des feux au Sénégal

Dans l'ensemble, environ 45% des pixels examinés ont été touchés par le feu une seule fois au cours de la décennie étudiée, alors que 0,02% l'a été chaque année au cours des dix années. Globalement, la fréquence des feux varient entre 1 et 3 années pour 86% des pixels examinés (Tableau 2).

Tableau 2. Fréquence des feux de 2001 à 2010 (indiquant le nombre de fois que chaque pixel a brûlé sur les dix années).

Nombre de pixels brûlés	Pourcentage (%)	Nombre de fois
137464	45,46	1 fois
79245	26,20	2 fois
43101	14,25	3 fois
22219	7,35	4 fois
10809	3,57	5 fois
5279	1,75	6 fois
2686	0,89	7 fois
1172	0,39	8 fois
378	0,12	9 fois
51	0,02	10 fois

La figure 12 donne les positions géographiques des pixels brûlés et leur fréquence de feu au cours des dix années. Les pixels qui ont brûlé fréquemment (6 à 10 fois) sont essentiellement concentrés au sud et au centre du pays. Cependant, rares sont les pixels qui ont brûlé fréquemment au nord.

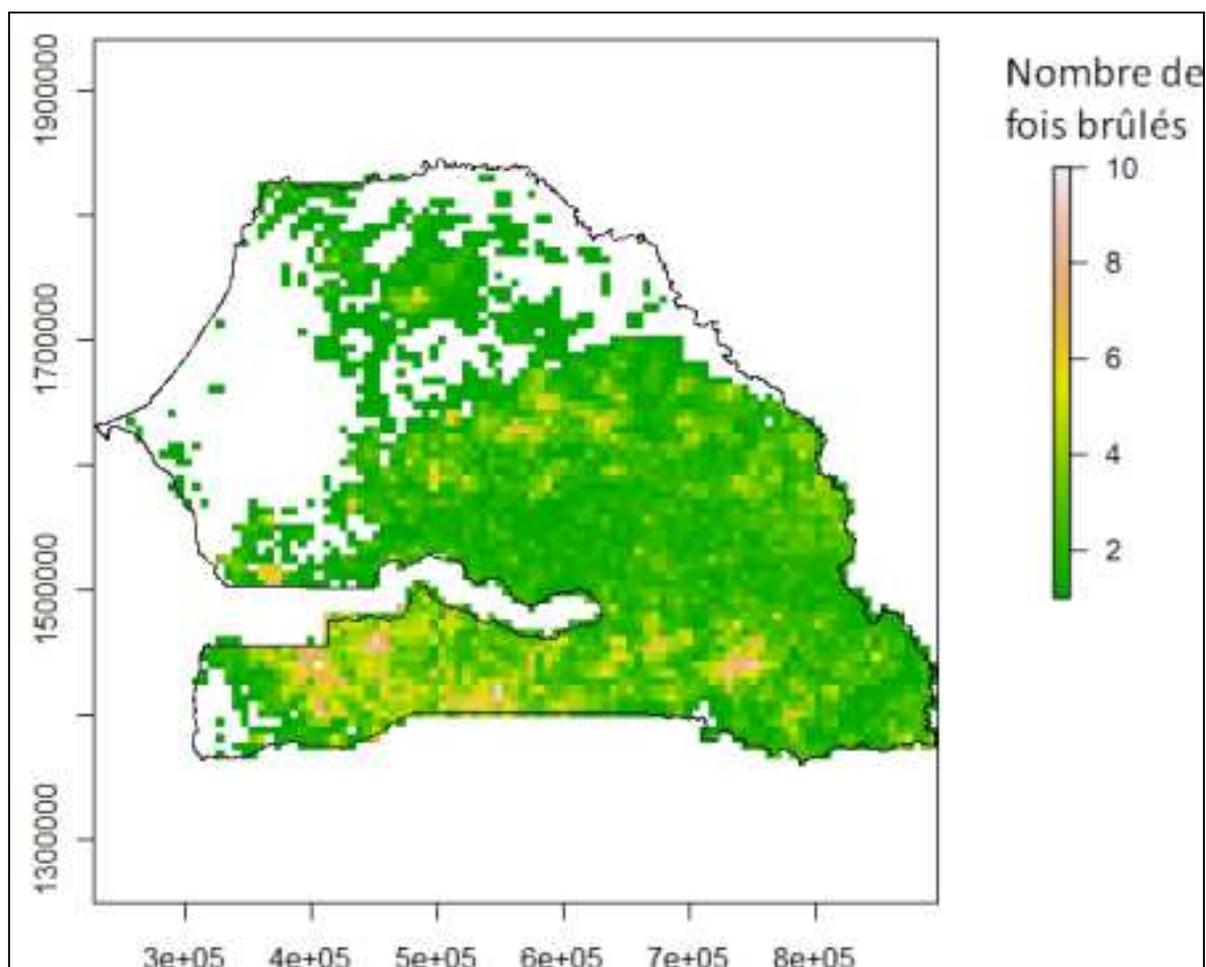


Figure 12. Fréquence de feu au Sénégal entre 2001 et 2010.

2.3.5. Le cycle de feu au Sénégal

En moyenne, le cycle de feu est de cinq années au Sénégal quel que soit le jeu de données utilisé (données de télédétection ou données bootstrappées). Dans la zone sahélienne, les données de télédétection n'ont pas permis d'atteindre le cycle de feu. L'estimation faite à partir des données bootstrappées indique que le cycle de feu est de dix années. Les cycles de feu sont quasiment comparables dans les zones nord soudanienne et sud soudanienne qui ont des superficies semblables (Tableau 3).

Tableau 3. Estimation des cycles de feu dans les trois zones écologiques entre 2001 et 2010.

Zones écologiques	Cycles de feu (année)	
	Données de télédétection	Données bootstrappées
Sahélienne	----	10
Nord soudanienne	5	4
Sud soudanienne	3	3
Toutes zones	5	5

2.4. Discussion

L'utilisation de données de télédétection dans les études liées aux feux de brousse implique toujours des problèmes relatifs à la résolution temporelle et spatiale des données. Bien que l'étude de Laris (2005) effectuée au Mali (Afrique de l'Ouest), montre que les cartes de surface brûlée générées à partir d'images satellitaires basse résolution ne permettent pas la détection de la majorité des petits feux ; l'utilisation des données basse résolution (MCD45A1) dans ce travail se justifie par leur haute résolution temporelle, la possibilité de couvrir de vastes régions souvent par une seule scène et la grande accessibilité des données. En effet, la majorité des incendies dans les écosystèmes de savane se produisent au début de la saison sèche (Nielsen *et al.*, 2002) pendant que la végétation est en cours d'assèchement, provoquant des changements physiologiques de l'espace. L'algorithme de détection des surfaces brûlées est basé en grande partie sur ces changements physiologiques de la végétation (liés au passage du feu) plus faciles à suivre avec les images de haute résolution temporelle (Nielsen *et al.*, 2002). Langaas (1995b) a trouvé que les changements de la végétation étaient discernables jusqu'à 7-10 jours après le passage du feu tandis que l'imagerie à haute résolution spatiale fournit des données avec une faible résolution temporelle (par exemple 16 jours pour les données Landsat).

Bien qu'il existe une relation théorique entre la pluviométrie, la quantité de biomasse et les cas de feux de brousse, il n'est pas facile de faire cette relation avec les faibles superficies brûlées en 2003. En effet, sur la période qui nous intéresse, c'est en 2002 que la pluviométrie

a été déficitaire alors que les superficies brûlées avaient dépassé les 3 000 000 ha. Les faibles statistiques sur les superficies brûlées en 2003 pourraient être liées à des efforts sur la gestion des feux ou encore aux facteurs socio-économiques.

Les estimations effectuées sur les superficies annuellement brûlées dépassent de loin celles trouvées par la Direction des Eaux et Forêts ou le Centre de Suivi Ecologique (CSE). A titre d'exemple, pour 2008, nous avons trouvé des superficies brûlées de l'ordre de 3795430 ha, contre 172913 ha pour la DEFCCS et 952900 ha pour le CSE. Les écarts statistiques sont liés aux différentes approches méthodologiques utilisées dans les estimations. La DEFCCS répertorie les surfaces brûlées réellement constatées sur le terrain soit directement ou indirectement par les agents forestiers. Cependant, le nombre des forestiers est très insuffisant pour permettre un maillage effectif du territoire. En outre, l'estimation des superficies brûlées par les agents forestiers est uniquement basée sur une méthode empirique. Par conséquent, les données statistiques de la DEFCCS sont largement sous estimées et pourraient être entachées de biais.

Les écarts entre nos résultats et ceux du CSE sont liées aux différences dans les données utilisées et aux méthodes suivies. En effet, le CSE utilise les données satellitaires sur les feux actifs qui ne répertorient que les cas de feu aux moments de passage du satellite. Par conséquent, les données sur les feux actifs ne sont qu'un échantillon sur l'ensemble des feux qui peuvent se déclencher sur un territoire donné (Nielsen *et al.*, 2002).

Au-delà des différences sur les données utilisées, le CSE utilise un masque spatial qui soustrait les zones cultivées dans le calcul des superficies brûlées. Ainsi, les feux qui se déclarent dans ces zones ne sont pas comptabilisés sur les statistiques des feux. Le CSE utilise aussi un masque temporel défini par la DEFCCS et qui indique les périodes pendant lesquelles on a réellement des feux de brousse et celles qui coïncident aux feux précoces qui ne devraient pas être comptabilisés, selon la DEFCCS, dans les statistiques concernant les feux de brousse. Si on tenait compte de ce masque temporel, la plupart des feux produits entre octobre et janvier dans les zones soudaniennes serait ignorée, alors que c'est pendant cette période que l'on enregistre le plus de feux au Sénégal. A titre d'exemple, en suivant le masque temporel, tous les feux qui se déclenchent dans la région de Kolda entre octobre et janvier sont des feux précoces, à ne pas comptabiliser dans les statistiques nationales comme des feux de brousse. Les limites évidentes de ce masque temporel expliquent sa non utilisation

dans notre méthode de calcul des superficies brûlées. Dans ce travail, nous avons calculé toutes les superficies brûlées sans tenir compte des masques temporel et spatial, car il ne peut y avoir de feu que s'il ya du combustible (combustible végétal dans notre cas). En outre, nos résultats pourraient être utilisés dans le cadre d'études sur les émissions de gaz à effet de serre.

Les résultats de la distribution spatiale des feux ont montré une concordance entre notre étude basée sur les données MCD45A1 et celles utilisant les données sur les feux actifs (Langaas, 1992; Nielsen *et al.*, 2003; N'Datchoh *et al.*, 2012). En outre, la distribution spatiale des feux obéit à des facteurs assez complexes qui dépassent la disponibilité du combustible, mais appelle aussi des facteurs liés à la nature de la végétation ou du combustible et des activités humaines pratiquées.

Dans le nord du pays, généralement, les cas de feu ne sont pas fréquents. Mbow *et al.* (2000) expliquent ce fait par la prédominance des plantes herbacées annuelles, ce qui rend l'utilisation du feu par les bergers superflue. Aussi, ce résultat pourrait être expliqué par la rareté des activités paysannes (excepté l'élevage) dans lesquelles le feu est régulièrement utilisé. La plupart des feux, se déclarant au nord du pays, ont lieu en début de saison sèche (entre octobre et décembre), période au cours de laquelle, la couverture herbacée est encore continue.

Les activités de feu sont plus intenses dans les zones soudaniennes surtout en début de saison sèche, certainement en raison de la disponibilité du combustible et de la pratique de certaines activités humaines rurales. Devineau *et al.* (2010), dans le cadre d'une étude sur le régime de feu dans des écosystèmes similaires au Burkina Faso, ont également trouvé que la plupart des feux est notée au début de la saison des feux (entre novembre et décembre). La régénération des pâturages, les défrichements sur brûlis, les récoltes de miel, l'exploitation de charbon sont autant d'activités pratiquées dans les zones soudaniennes (Mbow *et al.*, 2000; Nielsen *et al.*, 2003) et qui peuvent être à l'origine d'incendies.

Bien que les cas de feu ne soient pas fréquents dans la zone sahélienne, cette partie du pays enregistre les plus grands feux. La prédominance des feux de grande taille dans la partie nord du pays s'explique d'une part par la présence de combustibles fins composés de plantes annuelles plus faciles à consumer et d'autre part par la rareté des cours d'eau qui pourraient jouer un rôle de barrières naturelles face à la propagation des feux. En effet, en l'absence de

barrières, le feu peut brûler de vastes étendues de végétation pendant plusieurs jours (Mbow *et al.*, 2006). En revanche, les tailles de feu sont généralement petites dans les zones soudaniennes. La présence de plantes pérennes dans les savanes sud soudaniennes (Sambou, 2004), qui gardent une certaine teneur en eau pourrait constituer une explication à la petite taille des feux. A cela s'ajoute que beaucoup de feux se déclenchent au début de la saison sèche (novembre-décembre), période pendant laquelle, certaines plantes herbacées, même annuelles, gardent encore une petite partie de leur humidité (Sow *et al.*, 2013). En outre, les feux de début de saison sèche entraînent une réduction des charges de combustible, une discontinuité de la couverture herbacée favorisant ainsi les petits feux (Nielsen *et al.*, 2003).

Nos résultats montrent que la fréquence des feux est plus intense à l'est et au sud du pays. Selon les travaux d'Andreae (1991) et de N'Datchoh *et al.* (2012), les savanes en Afrique brûlent tous les deux à trois ans. Nos résultats montrent aussi que 40% des pixels étudiés ont brûlé suivant cette fréquence. Les résultats de la fréquence des feux sont importants en ce qu'ils indiquent les zones les plus sensibles à l'activité de feu.

2.5. Conclusion

Ce travail sur l'étude des composantes du régime de feu au Sénégal couvre la période 2001-2010. Pour cela, nous avons utilisé les données MODIS (MCD45A1) qui ont l'avantage de fournir à la fois des informations sur la distribution spatio-temporelle des feux et sur la taille et la superficie des incendies. Globalement, les composantes du régime de feu sont plus déterminantes dans les zones soudaniennes. Par contre, les grands feux sont situés dans la zone sahélienne. En moyenne, plus d'un million d'hectares de végétation brûlent chaque année au Sénégal. La plupart de ces feux sont déclenchés en début de saison sèche. L'étude montre aussi que la fréquence des feux est plus forte dans la zone sud soudanienne. Les cycles de feu sont comparables dans les zones soudaniennes sénégalaises.

Toutes ces informations sur les caractéristiques du régime de feu sont très utiles pour les politiques de prévention et pour une gestion durable des ressources naturelles.

L'évolution des composantes du régime de feu étant en grande partie déterminée par l'état du combustible, nous essayerons d'estimer dans le chapitre suivant la teneur en eau de la végétation herbacée.

Chapitre 3 : Estimation de la teneur en eau du combustible par l'utilisation d'indices de végétation et de la température de surface de la terre à partir des données MODIS pour une évaluation du risque de feu

Momadou Sow, Cheikh Mbow, Christelle Hély, Rasmus Fensholt et Bienvenu Sambou

La version anglaise de ce chapitre (voir annexes) est publiée en 2013,

un mois après la soutenance de cette thèse, dans

Journal of Remote Sensing 5 (2013), 2617-2638

Le suivi de la teneur en eau de la végétation est une activité capitale dans l'évaluation des risques de feu. Face à la difficulté de suivre de vastes étendues de végétation à partir de mesures au sol, la télédétection est apparue comme un outil alternatif efficace grâce à ses avantages en termes de bonne résolution temporelle, spatiale et spectrale. Nous avons utilisé des indices satellitaires de végétation et la Température de Surface de la Terre (TST) pour évaluer la teneur en eau de la végétation validée par des mesures de biomasse dans trois types de savanes ouvertes du Sénégal en Afrique de l'Ouest. Les résultats de l'estimation de la teneur en eau de la végétation à partir des indices de végétation sont plus probants que celui provenant de la TST. Les résultats obtenus montrent la capacité des plages Proche Infrarouge (PIR) et Moyen Infrarouge (MIR) dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation. En effet, une forte relation a été trouvée entre les mesures de terrain exprimées en Equivalent Water Thickness (EWT) et les indices de végétation suivants : NDII (Normalized Difference Infrared Index), GVMI (Global Vegetation Moisture Index) et MSI (Moisture Stress Index). Par ailleurs, une forte corrélation est établie entre la teneur en eau de la végétation exprimée en Fuel Moisture Content (FMC) et les indices de végétation (IV) sur chaque site. Cependant cette corrélation diminue sensiblement si le calcul porte sur les trois sites associés. Les corrélations entre EWT, FMC et IV diminuent progressivement en fonction de l'accroissement de la couverture ligneuse. Mais en dépit des bons résultats de l'estimation de la teneur en eau du combustible, résultats basés sur les réflectances du PIR et du MIR, d'autres validations par une multiplication des sites-tests restent nécessaires. Ces opérations conduiront à de meilleures mesures de l'efficacité des indices de végétation sur les écosystèmes de savane, souvent hétérogènes.

3.1. Introduction

Les feux sont partiellement responsables de la dégradation des écosystèmes de savane (Jacquin *et al.*, 2010). Dans la plupart des pays en développement, les gestionnaires de l'environnement font face aux difficultés de prévenir les feux de brousse. Au Sénégal, la Direction des Eaux et Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS) utilise chaque année les feux précoces pour minimiser les conséquences néfastes des feux tardifs. Cependant, la planification des feux précoces est basée sur une connaissance empirique du combustible et du comportement des feux. Par conséquent, l'utilisation des feux précoces est controversée en raison de leurs impacts écologiques (Wardell *et al.*, 2004). En effet, le débat sur les impacts semble orienter sur le caractère nuisible de ces feux en rapport avec leur intensité liée à des planifications inappropriées (Savadogo *et al.*, 2007b; Penman *et al.*, 2011). Dans beaucoup de zones classées notamment les parcs nationaux, les modifications de la structure de la végétation mais surtout de la composition floristique sont liés à des pratiques inadéquates de gestion des incendies (Mbow, 2000; Sonko, 2000), à l'intensité des feux et à leur fréquence. L'un des principaux défis est de déterminer la période optimale de mise en œuvre des feux précoces comme outil de prévention des feux tardifs. Souvent, la planification des feux précoces est basée sur la disponibilité des fonds, elle-même fonction des procédures administratives, avec peu de considération sur l'état du combustible. Ainsi, beaucoup de feux dits précoces au Sénégal ont été parfois sévères avec des conséquences néfastes sur la qualité des écosystèmes en termes de réduction de la biodiversité et des autres services écosystémiques (Mbow, 2000).

Quel que soit le type d'écosystèmes, l'ignition et la propagation du feu sont étroitement liées à la teneur en eau du combustible (Dasgupta *et al.*, 2007; Savadogo *et al.*, 2007b; Mulqueeny *et al.*, 2011). Compte tenu des variations spatio-temporelles des paramètres biophysiques tels que la teneur en eau, il semble évident que la télédétection présente les possibilités d'acquisition continue d'informations sur l'état de la végétation (Fensholt and Sandholt, 2003). L'utilisation des données de télédétection dans l'analyse de la végétation est souvent basée sur l'emploi des indices spectraux. En principe, un indice spectral de végétation devrait être sensible à la dynamique des couvertures végétales, insensible aux changements du sol et peu affecté par les effets atmosphériques (Wardlow *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2008). Le plus connu des indices spectraux est le Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) qui indique la teneur en chlorophylle de la végétation à partir de l'utilisation combinée de deux

canaux, le rouge (R) et le proche infrarouge (PIR) (Tucker, 1977). Le NDVI a aussi été utilisé comme un indicateur de la teneur en eau de la végétation dans plusieurs études basées sur l'hypothèse selon laquelle la teneur en chlorophylle est dépendante de la teneur en eau de la végétation (Burgan, 1996; Illera *et al.*, 1996; Chuvieco *et al.*, 1999; Dasgupta *et al.*, 2007). Cette hypothèse peut être vérifiée dans certaines conditions, mais ne peut être généralisée à tous les écosystèmes. Les variations de la teneur en chlorophylle peuvent être causées par le stress hydrique, mais aussi par l'état phénologique de la plante, la pollution atmosphérique, la carence en nutriments, la toxicité, les maladies des plantes et le stress lié au rayonnement (Larcher, 1995).

Des recherches récentes (Cheng *et al.*, 2007; Houborg *et al.*, 2007; Cheng *et al.*, 2008; Fensholt *et al.*, 2010) sur les indices de végétation ont montré la capacité du proche infrarouge (PIR) et du moyen infrarouge (MIR) à déterminer la teneur en eau de la végétation. Beaucoup d'IV utilisent le PIR (0,7- 0,9 μm) et le MIR (1,2 – 2,5 μm) ; nous avons ainsi testé dans ce chapitre une série d'IV qui optimise la teneur en eau par l'exploitation du MIR. En plus des IV, la température de surface de la terre (TST) est considérée comme un indicateur de la teneur en eau (Goetz, 1997). En effet, la végétation régule la température de surface en absorbant l'énergie rayonnante et en la réémettant sous forme de chaleur latente à travers le processus d'évapotranspiration et, en conséquence, la température de surface peut monter rapidement avec le stress hydrique (Sandholt *et al.*, 2002; Higuruchi, 2005; Dasgupta *et al.*, 2007).

L'objectif de ce chapitre est de tester dans les écosystèmes de savane, plusieurs indices de végétation basés sur l'utilisation du PIR/MIR. Les données de validation, recueillies sur le terrain, ont couvert trois types de savane sénégalaise pour tenir compte des différences spatiales et écologiques qui peuvent influencer sur la sensibilité des indices testés.

3.2. Méthodologie

3.2.1. Zones d'étude

Trois sites ont été sélectionnés dans les principaux écosystèmes de savane du Sénégal suivant un gradient nord-sud lié, entre autres, à la densité croissante des formations ligneuses : la zone sahélienne, la zone nord soudanienne et la zone sud soudanienne (Fig. 13).

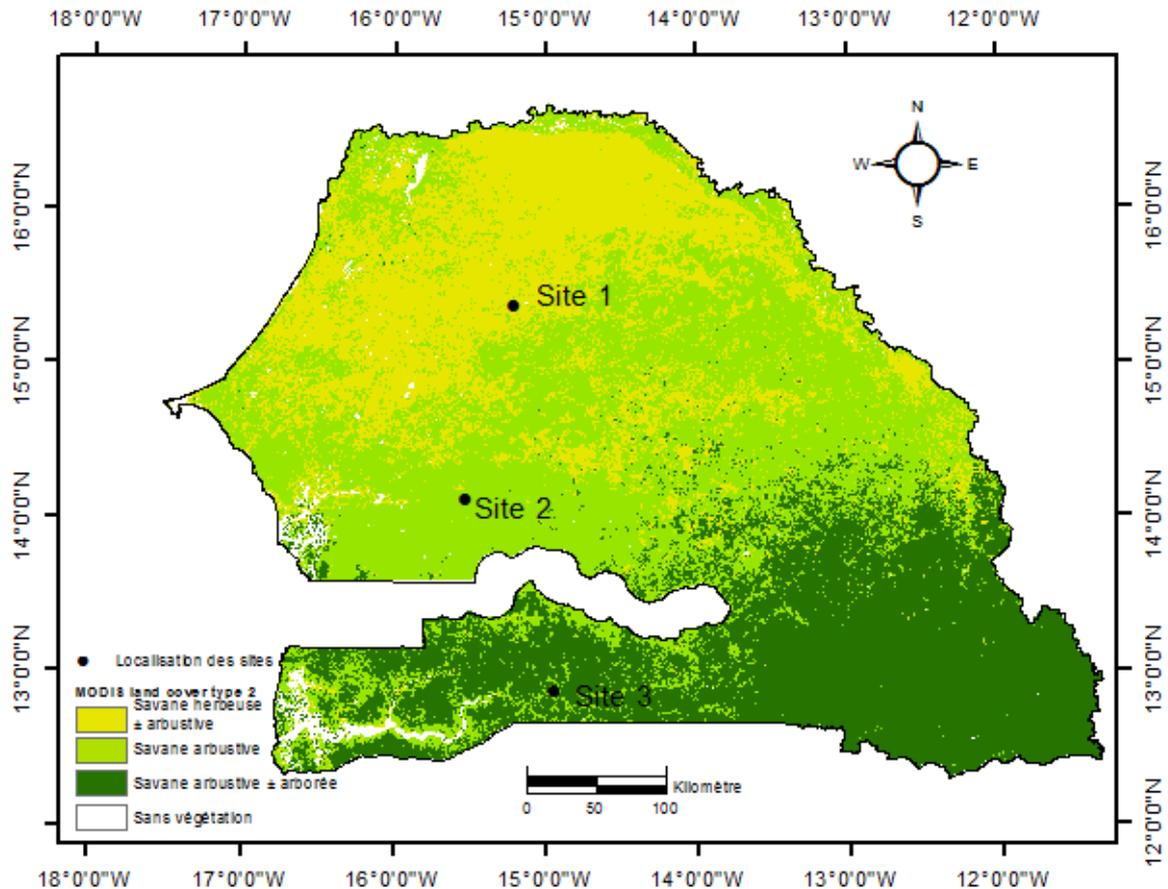


Figure 13. Localisation des sites de collecte des échantillons dans trois écosystèmes de savane (Source des données : NASA).

Le premier site est localisé ($15^{\circ} 16' 38''\text{N}$, $14^{\circ} 51' 55'' \text{W}$) au nord du pays, dans la zone sahélienne, près du village de Barkédji dans le département de Linguère. Le climat est de type tropical sec avec une saison des pluies qui va de juillet à septembre et une pluviométrie annuelle comprise entre 200-400 mm (Fensholt and Sandholt, 2003). L'humidité relative peut atteindre un minimum de 10% à cause des fortes températures et des forts taux d'évaporation liés à l'harmattan (vent chaud et sec) dans cette zone. En effet, au début de la saison sèche, les vents d'harmattan atteignent d'abord le nord-est du pays où ils sont notés plusieurs semaines

avant de se déplacer vers les régions continentales sud (Ndiaye, 1997). En revanche, l'humidité relative peut atteindre partout 75% quand les vents de mousson couvrent tout le pays en juillet. La moyenne des températures maximales dépasse 35°C. Les sols sont essentiellement ferrugineux tropicaux non lessivés à texture sableuse (sols « dior ») (Tappan *et al.*, 2004). La végétation est dominée par une savane herbeuse plus ou moins arbustive (Fig. 14). La végétation herbeuse est caractérisée par les plantes annuelles (*Eragrostis gangetica*, *Eragrostis tremula*, *Schoenefeldia gracilis*, *Zornia glochidiata*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Aristida mutabilis*, *Cenchrus biflorus*, *Chloris virgata*, *Aristida fuiniculata* et *Polycarpea linearifolia*). La végétation ligneuse clairsemée (11%) est dominée par *Balanites aegyptiaca*, *Boscia senegalensis*, *Adenium obesum*.

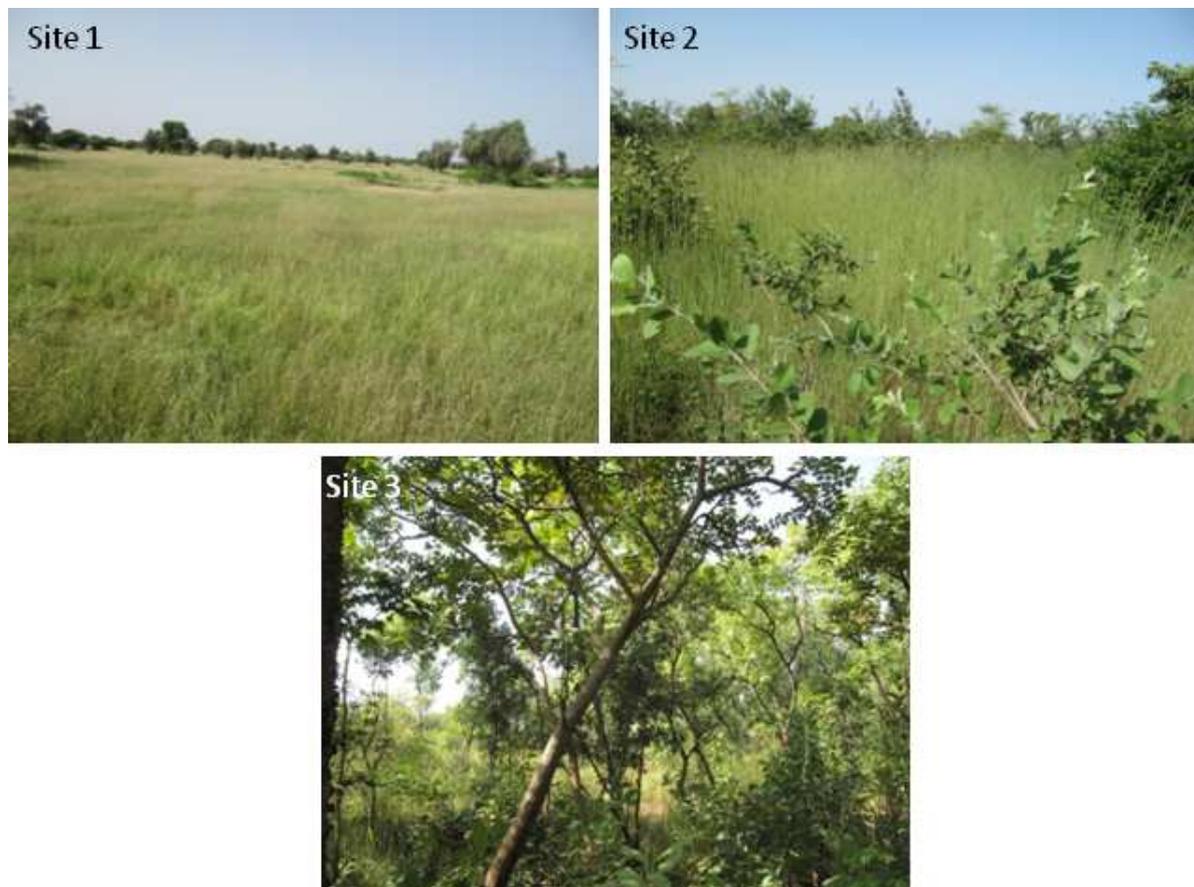


Figure 14. Structure horizontale et verticale de la végétation dans les trois sites
 Site 1: Savane herbeuse ± arbustive; Site 2: Savane arbustive; Site 3: Savane arbustive ± arborée.

Le second site est situé (13° 52' 59"N, 15° 25' 0" W) dans le centre du pays dans la zone nord soudanienne, près du village de Maka dans le département de Kaffrine. La pluviométrie annuelle varie entre 700-800 mm, l'humidité relative entre 34-79% et la température moyenne

autour de 29°C. Les régions du centre et du sud du pays sont dominées par des sols mixtes (ferrugineux tropicaux lessivés et non lessivés) (Tappan *et al.*, 2004). La végétation est de type savane arbustive avec une couverture herbacée dominée par *Andropogon pseudapricus*, *Pennisetum pedicellatum*, *Spermacoce chaetocephala* et *Spermacoce stachydea*. La couverture ligneuse, plus dense que dans le premier site, est dominée par *Combretum glutinosum*, *Guiera senegalensis*, *Sterculia setigera*, *Pterocarpus erinaceus* et *Cordyla pinnata*. Le taux de couverture ligneuse est de 29% en moyenne.

Le troisième site est localisé (12° 49' 0"N, 14° 52' 0" W) au sud du pays dans la zone sud soudanienne, près du village Dioulacolon dans le département de Kolda. La pluviométrie annuelle et l'humidité relative varient en moyenne respectivement entre 800-1200 mm et 37-89%. Les températures moyennes annuelles sont de 28°C. Le site est situé dans une savane arbustive plus ou moins arborée avec une végétation herbacée dominée par *Andropogon pseudapricus*, *Andropogon gayanus*, *Ctenium villosum* et *Indigofera leptoclada*. Les espèces ligneuses les plus prédominantes sont *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Strychnos spinosa*, *Crossopteryx febrifuga*, *Terminalia macroptera* et *Bombax costatum*. La couverture ligneuse est d'environ 50%.

3.2.2. Dispositif expérimental de collecte des échantillons de biomasse

Dans chaque site, un dispositif d'un kilomètre carré (1 km²) contenant 9 parcelles de 250 m de côté a été installé (Fig. 15).

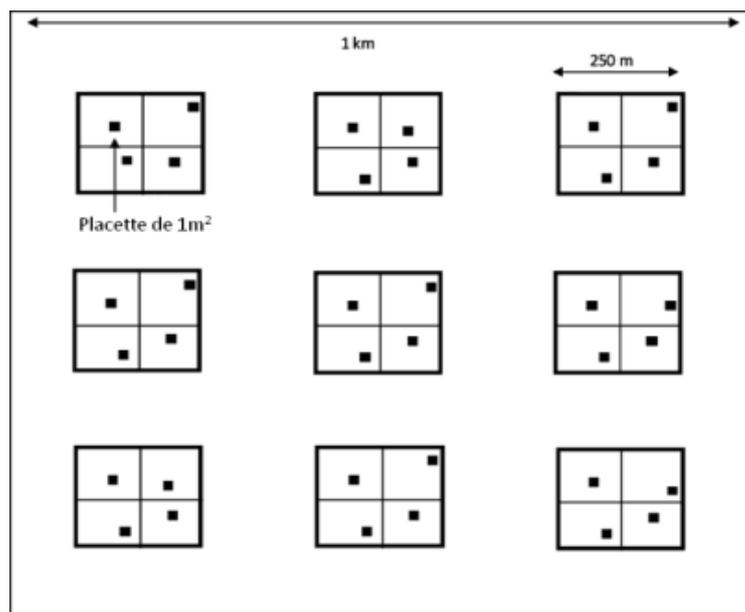


Figure 15. Dispositif expérimental contenant les 9 parcelles de 250 m de côté.

Dans chaque parcelle de 250 m sont effectués 4 prélèvements de biomasse herbacée en utilisant une grille métallique de 1m² placée de façon aléatoire (au hasard). Le choix de l'emplacement du dispositif expérimental de 1km² repose sur la prise en compte des espèces herbacées les plus représentatives de chaque zone, en référence aux travaux existants (Berhaut, 1967; Lebrun, 1973; Ba and Noba, 2001; Akpo *et al.*, 2002; Akpo *et al.*, 2003). Les mesures de l'état hydrique de la végétation doivent être rapides et précises pour prendre en compte les variations temporelles des plantes. La collecte des données a été faite en 2010 et a commencé dans chaque site 8 jours après la dernière pluie. Cette planification nous a permis à la fois de comparer l'évolution de la teneur en eau de la végétation dans les trois sites. Pour fixer les débuts de collecte de biomasse, 8 jours après la dernière pluie, nous avons sollicité et utilisé les prévisions de l'Agence Nationale de la Météorologie du Sénégal (ANAMS) sur la fin de la saison des pluies dans les zones abritant les sites d'étude.

En raison des grandes distances qui les séparent, trois équipes ont mené les travaux de terrain de façon quasi-simultanée, en utilisant un protocole méthodologique identique. Par ailleurs, nous avons personnellement conduit chaque équipe pendant les premiers jours de collecte pour apporter les ajustements nécessaires. Durant 32 jours, nous avons collecté quotidiennement des échantillons de biomasse entre 14-15 heures qui coïncident à la période la plus chaude de la journée (Sow, 2010). La biomasse herbacée est prélevée par la méthode de la récolte intégrale en utilisant une grille de 1m² (Fig.16a). Dans chaque parcelle de 250 m de côté, quatre échantillons sont collectés et directement pesés sur le terrain pour éviter la déperdition hydrique des plantes (Fig.16b). La moyenne des quatre échantillons constitue le poids de la matière fraîche de l'échantillon dans chaque parcelle. L'échantillon est mis dans un sac en jute, avant d'être séché à l'étuve à 60°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant de la matière sèche.



Figure 16. Collecte et pesage de la biomasse herbacée sur le terrain

La méthode directe de l'estimation de la teneur en eau de la végétation est basée sur deux paramètres différents : i) le Fuel Moisture Content : FMC (Chuvienco *et al.*, 2004a; Dauriac, 2004; Maki *et al.*, 2004; Dasgupta *et al.*, 2007) et ii) l'Equivalent Water Thickness : EWT (Chuvienco *et al.*, 2004b; Dauriac, 2004; Cheng *et al.*, 2006). Le FMC (Equation 3.1) est défini comme étant le ratio entre la quantité d'eau (matière fraîche moins matière sèche) sur la matière sèche. L'EWT (Equation 3.2) est le ratio entre la quantité d'eau de l'échantillon sur sa surface et nécessite donc la mesure de la surface foliaire.

$$\text{FMC} = \frac{\text{Matière fraîche} - \text{Matière sèche}}{\text{Matière Sèche}} * 100 \text{ (\%)} \quad \text{Equation (3.1)}$$

$$\text{EWT} = \frac{\text{Matière fraîche} - \text{Matière sèche}}{\text{Surface foliaire}} \text{ (g.cm}^{-2}\text{)} \quad \text{Equation (3.2)}$$

A la différence du FMC qui traduit l'humidité intrinsèque des plantes, l'EWT donne l'état hydrique surfacique des plantes (Dauriac, 2004). La prise en compte du facteur surface dans le calcul de cet indice explique ses variations d'un type de végétation à un autre.

Les moyennes de teneur en eau mesurées sur le terrain sont comparées à celles obtenues par calcul à partir des indices de végétation. En outre, afin de comparer les teneurs en eau avec les

données MODIS composites 8-jours (données hebdomadaires), les teneurs en eau quotidiennes sont synthétisées en données 8-jours.

3.2.3. Données MODIS et traitement

Les données de réflectance de Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) ont été utilisées en raison de leurs hautes résolutions spectrale et temporelle nécessaires pour cette étude. Les capteurs MODIS sont embarqués dans les satellites Terra et Aqua qui traversent le Sénégal respectivement vers 10h et 14h. Nous avons choisi les données MODIS Aqua acquises presque à la même période que les échantillons de biomasse collectée sur le terrain (entre 14-15h). Les données MODIS (Collection 5) sont téléchargées à partir du site du National Aeronautic and Space Administration (NASA) (<https://wist.echo.nasa.gov/~wist/api/imswelcome/>). Les différents produits MODIS traités dans ce travail comportent d'une part, des données journalières de réflectance de surface et de température de surface (98 scènes) et, d'autre part des données composites 8-jours de réflectance de surface et de température de surface (12 scènes) couvrant la période du 06 octobre au 23 novembre 2010 (Tableau 4). Outre ces données, nous avons utilisé le produit Land cover de MODIS de l'année 2010 qui fournit des informations relatives aux types de formation végétale. Les données de réflectance de surface ont une résolution spatiale de 500 m alors que la résolution spatiale des données de température de surface de la terre est de 1 km.

Tableau 4. Caractéristiques des produits MODIS utilisés.

Nom des produits	Description des produits	Année
MYD09GA	MODIS/Aqua Surface Reflectance Daily Level 2 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010
MYD11A1	MODIS/Aqua Land Surface Temperature/Emissivity Daily Level 3 Global 1 km SIN Grid Collection 5	2010
MYD09A1	MODIS/Aqua Surface Reflectance 8 – day Level 3 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010
MYD11A2	MODIS/Aqua Land Surface Temperature/Emissivity 8 – day Level 3 Global 1 km SIN Grid Collection 5	2010
MCD12Q1	MODIS/Terra +Aqua Land Cover Type Yearly Level 3 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010

Les données MODIS ont originellement un système de projection qui leur est propre : Sinusoidal (SIN). Cependant, les données en projection SIN ne sont pas compatibles avec beaucoup de logiciels de traitement d'image. Ainsi les données ont été reprojctées en Universal Transverse Mercator System (UTM) et rééchantillonnées par la méthode du plus proche voisin en utilisant le logiciel Modis Reprojection Tool (MRT) (https://lpdaac.usgs.gov/tools/modis_reprojection_tool for download).

Les données MODIS journalières et les données composites (8-jours) comprennent un produit de contrôle-qualité (produit QA fourni par la NASA) notamment sur la couverture des nuages de chaque pixel. Pour explorer le produit QA, nous avons utilisé le logiciel MODIS Land Data Operational Product Evaluation (LDOPE). Pour les données journalières MYD09GA, le paramètre “cloud state” a été utilisé pour connaître les pixels affectés ou non par les nuages. Pour les données composites de réflectance (MYD09A1), nous avons utilisé le paramètre “MODLAND QA bits”. Enfin, le paramètre “Data quality flag” a été utilisé pour les données de TST journalières (MYD11A1) et hebdomadaires (MYD11A2).

3.2.4. Les indices de végétation

Dans cette étude, nous avons utilisé les indices de végétation combinant les canaux du PIR et du MIR. Plusieurs IV ont été proposés dans de récentes études et les plus connus sont Normalized Difference Water Index (NDWI), Normalized Difference Infrared Index (NDII), Simple Ratio Water Index (SRWI), Moisture Stress Index (MSI) et Global Vegetation Moisture Index (GVMI). Leur capacité à estimer la teneur en eau de la végétation est testée ici à partir des données de réflectance MODIS sur la base des équations consignées au Tableau 5.

Tableau 5. Algorithmes pour le calcul des indices de végétation (extraits de la littérature).

Indices	Algorithmes	Références
NDWI _(2,5)	$NDWI = \frac{\rho_{PIR} - \rho_{MIR}}{\rho_{PIR} + \rho_{MIR}} = \frac{Band2 - Band5}{Band2 + band5}$	(Gao, 1996); Zarco-Tajada et al (2003)
NDII _(2,6)	$NDII = \frac{\rho_{PIR} - \rho_{MIR}}{\rho_{PIR} + \rho_{MIR}} = \frac{Band2 - Band6}{Band2 + band6}$	(Hardisky <i>et al.</i> , 1983), (Hunt and Rock, 1989), (Jackson <i>et al.</i> , 2004)
NDII _(2,7)	$NDII = \frac{\rho_{PIR} - \rho_{MIR}}{\rho_{PIR} + \rho_{MIR}} = \frac{Band2 - Band7}{Band2 + band7}$	Hunt & Rock (1989), (Chuvieco <i>et al.</i> , 2002)
SRWI _(2,5)	$SRWI = \frac{\rho_{PIR}}{\rho_{MIR}} = \frac{Band2}{Band5}$	(Gao, 1996); (Zarco-Tejada and Ustin, 2001)
MSI _(6,2)	$MSI = \frac{\rho_{MIR}}{\rho_{PIR}} = \frac{Band6}{Band2}$	Hunt and Rock (1989)
MSI _(7,2)	$MSI = \frac{\rho_{MIR}}{\rho_{PIR}} = \frac{Band7}{Band2}$	Hunt and Rock (1989)
GVMI _(2,6)	$GVMI = \frac{(\rho_{PIR} + 0.1) - (\rho_{MIR} + 0.02)}{(\rho_{PIR} + 0.1) + (\rho_{MIR} + 0.02)} = \frac{(Band2 + 0.1) - (Band6 + 0.02)}{(Band2 + 0.1) + (Band6 + 0.02)}$	(Ceccato <i>et al.</i> 2002b)

Band 2 de MODIS (centre, en μm) = 0,858 μm ; Band 5 = 1,240 μm ; Band 6 = 1,640 μm ; Band 7 = 2,130 μm . NDWI (Normalized Difference Water Index); NDII (Normalized Difference Infrared Index); SRWI (Simple Ratio Water Index); MSI (Moisture Stress Index); GVMI (Global Vegetation Moisture Index).

Le traitement des indices de végétation a été effectué à partir des logiciels ENVI 4.5 et R.

3.2.5. Le ratio entre le NDVI et la température de surface

Plusieurs études montrent que l'utilisation combinée entre le NDVI et la température de surface (TS) donne des corrélations plus fortes avec la teneur en eau de la végétation que si l'une des deux variables (NDVI et TS) est utilisée seule (Alonso *et al.*, 1996 ; Prosper-Laget *et al.*, 1995 ; Chuvieco *et al.*, 2004c). Une corrélation positive est toujours trouvée entre le ratio

NDVI/TS et la teneur en eau (Alonso *et al.*, 1996). Dans le cadre de cette étude, nous utilisons le ratio NDVI/TS pour l'estimation de la teneur en eau de la végétation.

L'indice NDVI est calculé à partir des données MODIS de réflectance en utilisant les bandes du proche infrarouge (PIR) et du rouge et selon la formule suivante (Rouse *et al.*, 1973):

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}} = \frac{Band2 - Band1}{Band2 + Band1}$$

Les données de température de surface de la terre (TST), produites par la NASA en utilisant l'algorithme "Generalized Split-Window (GSW)" (Wan and Dozier, 1996), sont basées sur les températures de brillance mesurées dans les bandes #31 (10,780–11,280 μm) et #32 (11,770–12,270 μm).

3.2.6. Analyses statistiques

Tous les traitements statistiques ont été effectués avec le logiciel R, le seuil de signification $P < 0.05$ est utilisé pour déterminer la significativité de tous les tests. Une matrice de corrélation a été utilisée pour déterminer les indices de végétation les plus corrélés avec les mesures *in situ* de teneur en eau de la végétation herbacée. Des régressions linéaires ont été calculées en sélectionnant les indices de végétation, le ratio NDVI/TS qui corrélaient le mieux avec les mesures de terrain. Des corrélogrammes ont été appliqués pour vérifier l'autocorrélation entre les observations. En outre, la normalité et l'homoscédasticité des résidus issus des modèles de régression linéaire ont été aussi vérifiées (Scherrer, 2007).

Enfin, nous avons utilisé les résultats issus des traitements statistiques pour procéder à la cartographie de la teneur en eau de la végétation au Sénégal pour la période du 06 octobre au 23 novembre 2010. Pour ce, la meilleure relation linéaire entre les mesures de terrain et les indices de végétation calculés à partir des données de réflectance 8-jours a été utilisée pour estimer l'évolution de la teneur en eau de la végétation herbacée à l'échelle du Sénégal.

3.3. Résultats

3.3.1. Evolution spatio-temporelle de la teneur en eau de la végétation herbacée

Les résultats de l'EWT basés sur 32 jours de collecte de biomasse ont confirmé l'hypothèse selon laquelle la teneur en eau de la végétation augmente du Nord (savanes sahéliennes) au

Sud (savanes sud soudaniennes) suivant le gradient pluviométrique (Fig. 17). En effet, les valeurs moyennes d'EWT varient entre 0,011 et 0,045 g.cm⁻² dans les trois sites sur la période du 06 octobre au 23 novembre 2010, avec les plus grandes valeurs enregistrées sur le site 3 situé au Sud du pays (Fig. 17, a). L'évolution de la teneur en eau est caractérisée par une tendance continue à la baisse en raison de l'arrêt des pluies. Quarante (40) jours après la dernière pluie, la végétation dans le site 1 a presque perdu toute son eau (0,003 g.cm⁻²), alors que la teneur en eau est de 0,014 et 0,018 g.cm⁻² dans les sites 2 et 3. Contrairement à EWT, les résultats du FMC indiquent que les valeurs les plus importantes en teneur d'eau sont retrouvées dans le site 2 ; celles-ci sont par ailleurs caractérisées par une forte variabilité inter-parcellaire (Fig. 17, b).

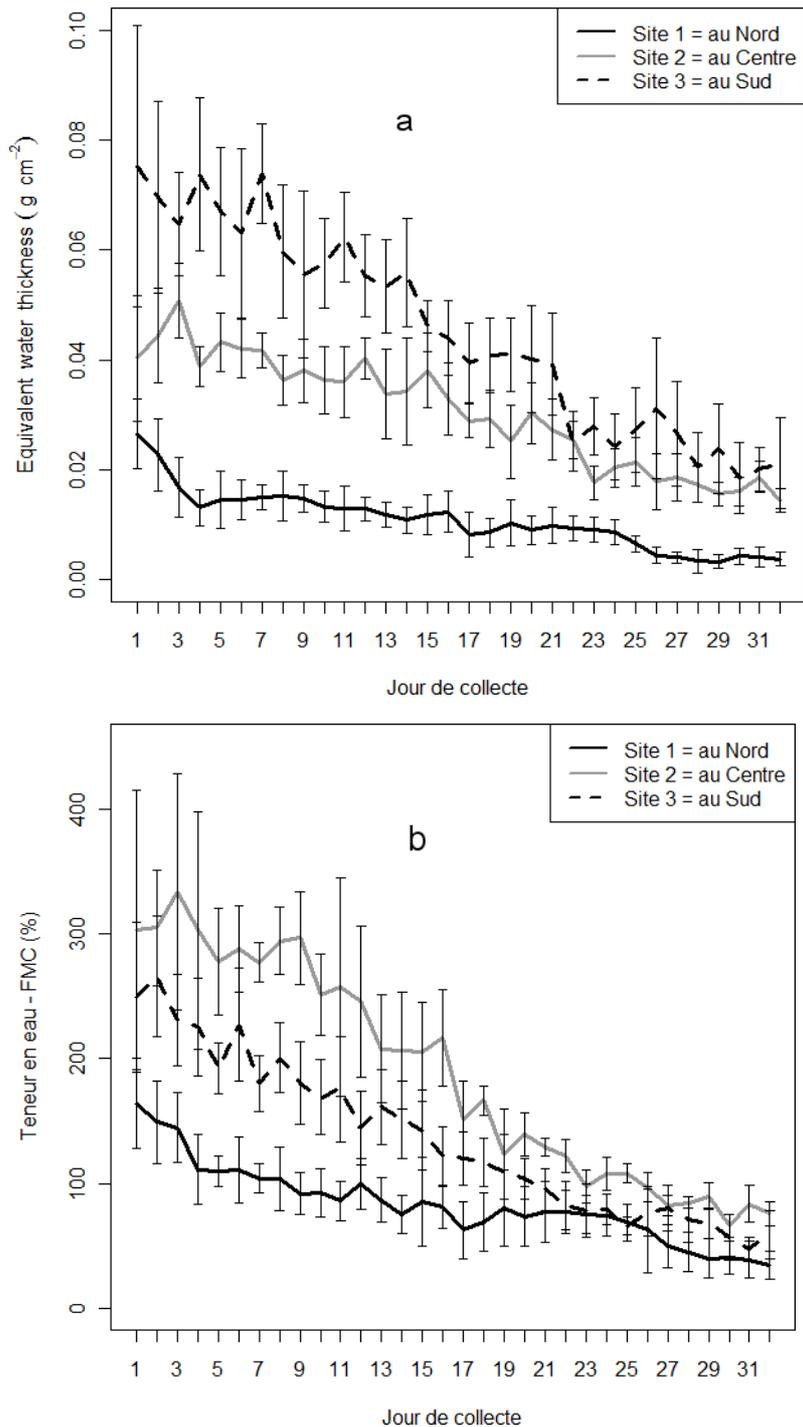


Figure 17. Evolution temporelle de la teneur en eau de la végétation à partir des mesures *in situ* dans les trois sites et sur la base de deux indices : Fuel Moisture Content (FMC) et Equivalent Water Thickness (EWT).

Les mesures couvrent la période du 06 octobre au 23 novembre 2010. Jour 1 correspond au 8^{ème} jour après la dernière pluie. Les barres d'erreur (indiquant les écarts types) représentent les variations journalières de la teneur en eau de la végétation entre les 9 parcelles situées dans la grande parcelle de 1 km².

3.3.2. Relation entre IV et mesures *in situ* de la teneur en eau de la végétation

A l'échelle des sites, les indices de végétation NDII_(2,6), MSI_(6,2), GVMI_(6,2) et NDVI/TS sont dans la plupart des cas fortement corrélés à EWT et FMC (Tableau 6). Les résultats montrent que le FMC est performant pour l'évaluation de la teneur en eau à l'échelle d'un site où la végétation est généralement spécifique. En revanche, EWT est efficace aussi bien à l'échelle locale (un site) que globale (l'ensemble des sites réunis). Les corrélations entre les mesures de teneur en eau *in situ* et les IV diminuent du site 1 situé au Nord dans la zone sahélienne (où les coefficients de corrélation r varient de 0,85 à 0,93) aux sites soudaniens ($r=0,66-0,90$ et $0,52-0,81$ respectivement pour le site 2 et 3), (Tableau 6).

Tableau 6. Corrélation entre les mesures *in situ* de la teneur en eau de la végétation et (1) les indices satellitaires de végétation et (2) le ratio entre le NDVI et la température de surface.

Indices Satellitaires de Végétation		Indices de Végétation mesurés sur le terrain							
		Site 1		Site 2		Site 3		Tous les Sites	
		FMC	EWT	FMC	EWT	FMC	EWT	FMC	EWT
MSI _(6,2)	r	-0,92	-0,91	-0,82	-0,89	-0,80	-0,81	-0,62	-0,88
MSI _(7,2)	r	-0,92	-0,90	-0,44	-0,47	-0,60	-0,61	-0,46	-0,79
NDII _(2,6)	r	0,93	0,92	0,84	0,90	0,76	0,78	0,63	0,90
NDII _(2,7)	r	0,91	0,88	0,39	0,42	0,59	0,60	0,42	0,79
NDWI _(2,5)	r	0,85	0,84	-0,27	-0,30	0,94	0,95	0,08	0,11
GVMI _(2,6)	r	0,93	0,92	0,84	0,90	0,80	0,81	0,62	0,90
SRWI _(2,5)	r	0,85	0,84	-0,35	-0,39	-0,03	0,02	-0,08	-0,04
NDVI/TS	r	0,96	0,95	0,62	0,65	0,74	0,69	0,52	0,85

Etant donné qu'EWT est le mieux corrélé aux données satellitaires, nous l'avons choisi dans les modèles de régression linéaire pour l'estimation des teneurs en eau de la végétation à partir des données de télédétection. Les relations linéaires entre EWT et les indices de végétation calculés à partir des données journalières MODIS Aqua sont toutes fortement significatives ($p < 0,001$) avec un r^2 de 0,78 pour MSI, 0,81 pour GVMI et 0,82 pour NDII (Fig. 18). Par contre, la relation linéaire entre EWT et NDVI/TS est faible ($r^2 = 0,61$, $p < 0,001$). Dans toutes ces opérations, les conditions de normalité, d'homoscédasticité et d'autocorrélation ont été satisfaites.

Les données MODIS journalières peuvent être affectées par des problèmes techniques ou météorologiques engendrant une perte de donnée. Pour cette raison, nous avons utilisé et

établi une relation entre les données MODIS 8-jours et les données de terrain synthétisées en données 8-jours. Les régressions linéaires issues de ces deux types de données montrent des relations fortement significatives (Fig. 18).

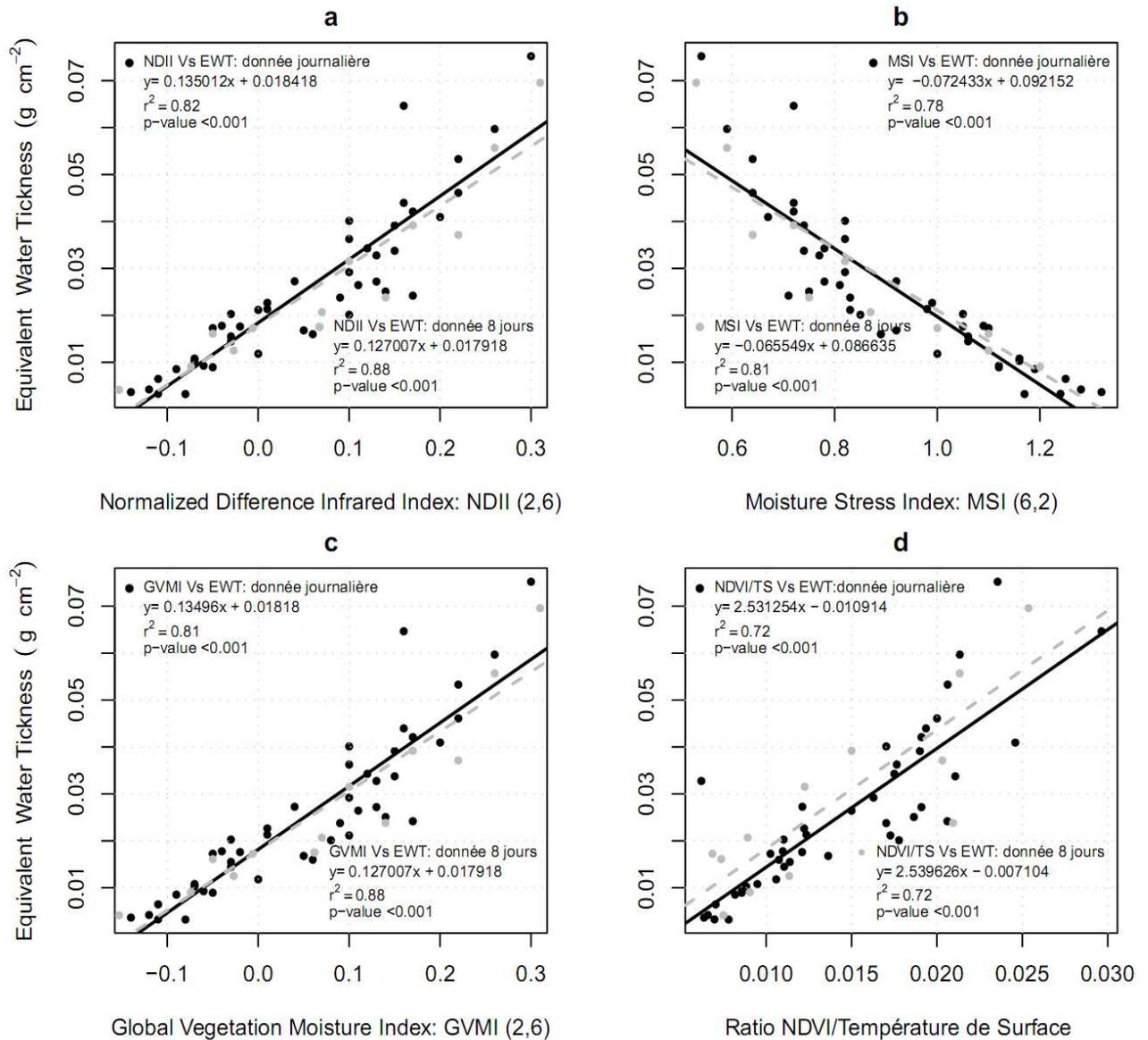


Figure 18. Relations linéaires entre Equivalent Water Thickness (EWT), les Indices de Végétation (IV) et le ratio entre le NDVI et la température de surface (NDVI/TS).

Le nuage de points et la droite (en noir) représentent les données journalières alors que le nuage de points et la droite en pointillé (en gris) représentent les données composites 8-jours.

3.3.3. Perspective d'application

La cartographie de la teneur en eau de la végétation concerne l'ensemble du territoire du Sénégal et 6 périodes consécutives de 8-jours (Fig. 19). Elle confirme que la dessiccation de la végétation suit un gradient nord-sud avec une baisse continue de la teneur en eau de la végétation des savanes étudiées. En six (6) semaines, la végétation très luxuriante (Jours 273-280) est passée à une végétation largement sénescente avec une faible teneur en eau (Jours 313-320).

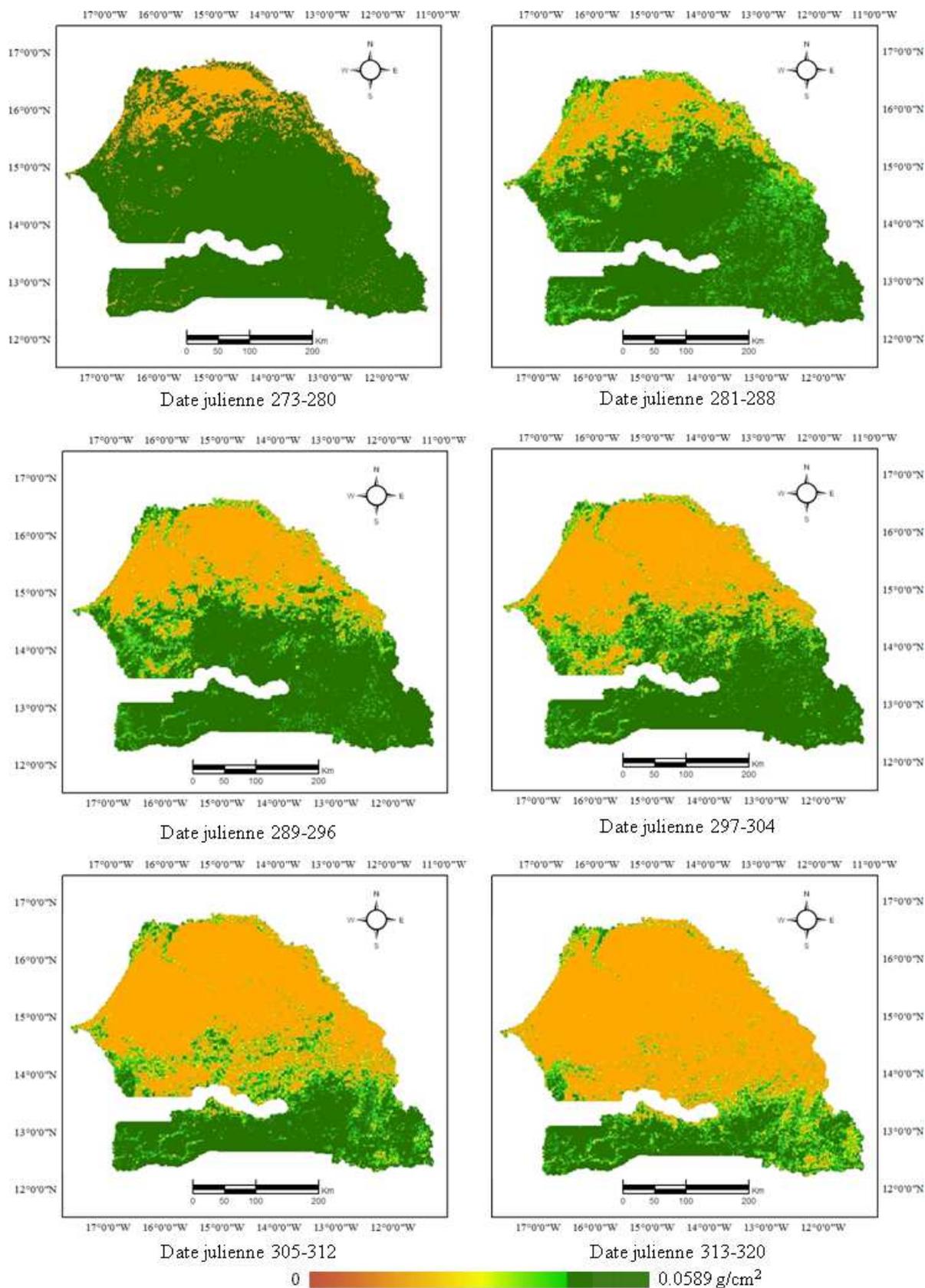


Figure 19. Evolution de la teneur en eau de la végétation du jour 273 au jour 320 de l'année 2010.

EWT est calculé sur la base des données MODIS 8-jours en utilisant l'équation de régression entre NDII et EWT issu des mesures *in situ* (voir Figure. 18 a).

3.4. Discussion

3.4.1. Indices satellitaires de végétation *versus* mesures *in situ*

D'après Dauriac (2004), l'estimation de la teneur en eau de la végétation est une approximation quelle que soit la méthode utilisée (mesures sur le terrain ou par télédétection). Cette assertion est d'autant plus vraie quand on travaille sur des végétations herbacées. En effet, les herbacées sont beaucoup plus sensibles que les espèces ligneuses par rapport à l'humidité du sol, à la topographie, à la couverture ligneuse et aux conditions météorologiques. En outre, la présence de plusieurs espèces, ayant différents mécanismes de régulation des pertes d'eau, explique les différences de teneur en eau au sein d'une même zone. C'est pour cette raison que la biomasse collectée dans les placettes était mélangée, à chaque fois, avant d'être pesée ; ceci pour prendre en compte les variations locales et obtenir des échantillons représentatifs. Cependant, les mesures *in situ* de la teneur en eau de la végétation sur de vastes zones sont coûteuses, ce qui limite leur utilisation et justifie le développement de telles relations avec les données beaucoup plus accessibles de télédétection.

Face à ces difficultés, les outils de la télédétection satellitaire sont utilisés dans ce travail comme solution alternative à l'estimation de la teneur en eau de la végétation à partir des indices de végétation.

EWT est difficile à mesurer sur le terrain car son calcul nécessite la mesure de la surface foliaire des feuilles (A) (Chuvieco *et al.*, 2004b). Cependant, ce paramètre a été estimé visuellement sur le terrain. Bien que, les méthodes visuelles d'estimation de certains paramètres de la végétation sont communément utilisées dans les travaux de recherche (Anderson *et al.*, 2011; Catchpole and Wheeler, 1992), l'estimation visuelle de A pourrait affecter la précision des résultats présentés dans ce chapitre. Malgré ces incertitudes, nos résultats montrent une bonne corrélation entre les IV basés sur le PIR/MIR et EWT. Ce résultat est confirmé par plusieurs études menées dans différents écosystèmes (Ceccato *et al.*, 2001; Zarco-Tejada *et al.*, 2003; Danson and Bowyer, 2004; Cheng *et al.*, 2006). En outre, ce travail a confirmé que le FMC est peu corrélé aux IV quand il s'agit de vastes régions

peuplées par plusieurs espèces végétales. Beaucoup d'études récentes ont, en effet, montré que l'estimation du FMC à partir des mesures de réflectance est difficile car le FMC n'est pas simplement lié à l'absorption de l'eau mais aussi aux changements de la matière sèche en cours d'assèchement (Chuvieco *et al.*, 2009b). Ceccato *et al.*, (2001) ont montré que le FMC est influencé par la matière sèche alors que l'EWT est insensible à ce facteur. Les relations entre FMC et IV sont certainement déterminées par la diversité des espèces végétales. Dès lors, la connaissance de la diversité des espèces au sein d'une région et leurs propriétés biophysiques (structure interne de la feuille) serait utile pour estimer la variation spatiale du FMC à partir des indices basés sur le PIR/MIR (Danson and Bowyer, 2004). Inversement au ratio NDVI/TS, les IV suivants (NDII_{2,6}, GVMI_{6,2}, MSI_{6,2}) ont donné globalement des résultats satisfaisants dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation. Tous les indices utilisant les bandes 2 et 6 situées respectivement dans le PIR (où l'absorption d'eau est faible) et le MIR (où l'absorption d'eau est forte) sont fortement corrélés aux mesures de terrain exprimées en EWT, d'où l'importance d'utiliser ces parties du spectre électromagnétique dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation. Ce résultat confirme la théorie selon laquelle les ratios, et les ratios normalisés des bandes de fréquence suppriment l'effet de la variation liée à la dispersion des feuilles (Ceccato *et al.*, 2001; Ceccato *et al.*, 2002a; Ceccato *et al.*, 2002b; Danson and Bowyer, 2004). Les variations dans la structure interne des feuilles et la teneur en matière sèche des feuilles influencent aussi la réflectance du MIR. Par conséquent, les valeurs de réflectance du MIR seules ne permettent pas d'estimer la teneur en eau de la végétation. L'utilisation combinée du PIR et du MIR permet de normaliser les réflectances liées aux variations de la structure interne des feuilles et la teneur en matière sèche des feuilles. La réflectance du PIR est affectée par la structure interne des feuilles et la teneur en matière sèche des feuilles, et non par la teneur en eau (Fensholt and Sandholt, 2003). Cette combinaison des réflectances du PIR et du MIR améliore ainsi la précision de l'estimation de la teneur en eau de la végétation (Ceccato *et al.*, 2001).

Dans le cadre de la validation de l'indice GVMI au Sénégal, Ceccato *et al.* (2002a) avaient trouvé cet indice performant pour l'estimation de la teneur en eau de la végétation avec des coefficients de corrélation qui variaient de 0,76 à 0,98. Ils recommandaient, cependant, que le GVMI soit validé davantage avec plus de sites situés dans différents écosystèmes de savane. Ce présent travail est fait en partie dans cette perspective et les résultats confirment ceux trouvés par Ceccato *et al.* (2002a). En outre, l'étude de Ceccato *et al.* (2002a) était basée sur

des données composites de 10 jours de SPOT-VEGETATION (VGT) couvrant toute l'année alors que notre étude concerne le début de la saison sèche, période pendant laquelle la plupart des feux est enregistrée au Sénégal, ce qui implique un suivi quotidien de l'état de la végétation.

Nous avons choisi les données MODIS en raison de leur meilleure résolution spatiale et temporelle par comparaison aux données VGT. MODIS fournit 2 images par jour (si on considère les données Terra et Aqua) avec une résolution spatiale de 250-500m contrairement à VGT qui fournit une image d'un 1km² par jour.

Les corrélations entre EWT/FMC et les indices de végétation diminuent légèrement du Nord (site 1) au Sud (site 3). Cette situation est sans doute liée aux variations des taux de recouvrement : une couverture ligneuse faible de 11% dans le site 1 à une couverture plus fermée (50%) dans le site 3. Cela a induit la performance des indices utilisés qui sont moins efficaces dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation herbacée au fur et à mesure que la couverture ligneuse devient plus dense. Au cours de la période de sénescence des plantes herbacées, le feuillage des plantes ligneuses est encore verdoyant car les ligneux ont un système racinaire développé qui permet de tirer les réserves d'eau dans les horizons profonds du sol. Cependant, la télédétection optique présente des limites dans la séparation des réflectances issues de la couverture herbacée et de la couverture ligneuse, quand les deux sont encore verts et quand les herbacées se dessèchent en dessous d'un couvert ligneux encore vert. Par conséquent, la densité des ligneux est un facteur limitant pour une estimation précise de la teneur en eau des herbacées. Toutefois, les IV ont montré des résultats relativement satisfaisants dans la savane arbustive ± arborée (site 3) caractérisée par 50% de couverture ligneuse.

3.4.2. Usage de la télédétection pour la surveillance des savanes

On note que les gestionnaires de l'environnement collectent des données *in situ* de FMC parce que cet indice reste plus facile à mesurer sur le terrain (Danson and Bowyer, 2004). Cependant, nos résultats montrent qu'il est important d'inclure l'indice EWT pour estimer la teneur en eau de la végétation surtout dans une perspective d'utilisation de la télédétection.

La cartographie de la teneur en eau de la végétation menée dans cette étude pourrait être d'un grand apport pour les gestionnaires de l'environnement. Globalement, la dessiccation de la

végétation suit un gradient nord-sud avec le retrait des pluies (influencé par le mouvement de la zone de convergence intertropicale (ZCIT)). Toutefois, les indices (basés sur PIR/MIR) proposés dans ce travail devraient être testés sur un plus grand nombre de sites pour améliorer l'estimation de la teneur en eau par télédétection.

3.5. Conclusion

Les résultats de ce travail montrent une aptitude certaine de la télédétection dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation. Les indices satellitaires, calculés à partir des bandes 2 (0,858 μm) et 6 (1,640 μm) de MODIS situés respectivement dans le PIR et le MIR, montrent des relations significativement fortes avec EWT pour les différents sites représentatifs des écosystèmes sahéliens et soudaniens. Cependant, ces relations tendent à diminuer avec l'augmentation du taux de recouvrement des ligneux. Au vu des résultats, la télédétection pourrait constituer une grande opportunité pour les services forestiers dans le suivi de l'état hydrique de la végétation, ce qui est important, étant donné le rôle de la teneur en eau de la végétation dans l'ignition et la propagation des feux. Ainsi, dans le prochain chapitre, seront étudiés les probabilités d'ignition et le comportement des feux dans les savanes sénégalaises.

Chapitre 4 : Analyse du combustible et du comportement des feux pour la planification des feux précoces dans les savanes du Sénégal.

Momadou Sow, Christelle Hély, Cheikh Mbow et Bienvenu Sambou

La version anglaise de ce chapitre (voir annexes) est publiée dans

Journal of Arid Environments 89 (2013) 84-93

Les feux précoces peuvent diminuer les charges de combustible et réduire l'occurrence des feux tardifs. En effet, les feux tardifs sont souvent intenses et se propagent rapidement dans les écosystèmes de savane. Cependant, à cause du manque de connaissances précises sur les caractéristiques des combustibles et du comportement des feux dans les savanes de l'Afrique de l'Ouest, cette pratique peut avoir des effets opposés à ceux désirés et menacer ainsi l'environnement. Il ya quatre paramètres cruciaux qui doivent être pris en compte dans la planification des feux précoces : la probabilité d'ignition, la vitesse de propagation du feu, l'intensité des feux et la quantité de combustible consommée. Dans cette étude, 231 brûlages dirigés ont été effectués dans trois écosystèmes de savane au Sénégal en vue de caractériser ces quatre paramètres fondamentaux.

Le modèle de régression logistique a montré que la teneur en eau de la végétation et l'humidité relative sont de bons indicateurs de la probabilité d'ignition. Des régressions linéaires multiples ont été utilisées pour mesurer les relations entre la vitesse de propagation du feu, le combustible consommé, l'intensité du feu et leurs déterminants (types de combustible et conditions météorologiques). Les fortes relations significatives issues des régressions logistique et linéaire ont permis de créer des nomogrammes qui pourraient être utiles aux gestionnaires de l'environnement. Les tests de Kruskal-Wallis utilisés pour comparer les vitesses de propagation du feu observés et ceux prédits par le simulateur BehavePlus quant à eux ne présentent pas de différences significatives, ce qui permettrait d'utiliser le modèle BehavePlus en mode routinier sur la majeure partie du Sénégal.

4.1. Introduction

Les feux de savane jouent un rôle majeur dans la structuration des écosystèmes en zone tropicale (Heinl *et al.*, 2007). La fréquence de ces feux influence les ensembles biogéographiques et la composition de la végétation de ces zones, ainsi que les modes d'occupation et d'utilisation des terres (Alleaume *et al.*, 2005; Laris and Wardell, 2006). Chaque année 2,5 gigatonnes (Gt) de matières végétales brûlent dans les savanes africaines (van der Werf *et al.*, 2010) causant d'importantes pertes de ressources naturelles. La faune et les propriétés du sol sont particulièrement affectées (Savadogo *et al.*, 2007a; Vasconcelos *et al.*, 2009). Le feu affecte les caractéristiques physiques du sol tout en réduisant sa teneur en éléments nutritifs et en le favorisant à avoir une mauvaise structure globale avec des taux d'infiltration non optimaux (Savadogo *et al.*, 2007a). En outre, le feu augmente les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Furley *et al.*, 2008).

Les impacts environnementaux de ces feux tels que la dégradation des plantes ligneuses et les changements qu'ils provoquent dans la physionomie de la végétation, et la composition floristique (Mbow *et al.*, 2003) poussèrent l'administration coloniale à interdire les mises à feu intentionnelles. Les premières politiques étatiques sur le feu en Afrique Occidentale Française étaient donc radicalement anti-incendie (Laris and Wardell, 2006). Progressivement, ces politiques restrictives ont été abandonnées. Ainsi, au Burkina Faso, deux lois ont été promulguées en 1950 autorisant les feux de champs et les feux pastoraux pour la régénération du pâturage dans des zones spécifiées (GGAOF, 1954, 1955). En 1955, le Gouverneur du Soudan Français (Mali et Sénégal) a promulgué une loi abrogeant l'interdiction de l'usage des feux pour favoriser la pratique des feux précoces (Laris and Wardell, 2006).

Ces retournements dans la réglementation ont laissé la place à une volonté d'utiliser le feu pour la gestion des paysages forestiers. Au Sénégal, les feux de savane sont généralement anthropiques tels que les feux d'aménagement utilisés par les agents forestiers, les feux agricoles, et les feux pastoraux. Cependant, ces feux peuvent être incontrôlés et très destructeurs. Les données obtenues en 2009 de la Direction des Eaux et Forêts indiquent que les superficies brûlées sont de 172 913 ha en 2007-2008 et 184 419 ha en 2008-2009. Cependant, ces chiffres officiels sont très en deçà de ceux obtenus par télédétection, de l'ordre de 952 900 ha en 2007-2008 et 727 600 ha en 2008-2009 (CSE, 2009).

Les superficies brûlées détectées par télédétection sont largement plus importantes que celles constatées directement sur le terrain. Cette différence est due à l'aptitude de la télédétection satellitaire à couvrir de vastes surfaces. L'énormité des différences entre ces deux types de données renseigne sur la nécessité de développer des méthodes efficaces d'estimation de l'étendue des feux et de leurs impacts négatifs.

Les feux tardifs couvrent souvent de vastes étendues et posent d'énormes problèmes en termes de conservation des écosystèmes, impliquant des pertes sérieuses de la biodiversité et des services écosystémiques, d'importantes émissions de gaz à effet de serre, et une intense érosion du sol. L'insuffisance des équipements et des ressources humaines qualifiées pour la lutte contre les feux de brousse au Sénégal rend cette question beaucoup plus préoccupante. La Direction des Eaux et Forêts a adopté les pare-feux comme outil de protection des paysages forestiers. Les pare-feux sont larges d'une dizaine de mètres dans lesquels la végétation est complètement coupée et nettoyée pour prévenir la propagation des incendies. En 2009, la DEFCCS avait prévu 2000 km de pare-feux. Cependant, cet objectif n'a pas été atteint à cause des coûts d'aménagement des pare-feux et leur entretien annuel très élevés. En raison de ces coûts, et comme mesure d'atténuation aux dommages liés au feu, la DEFCCS entreprend annuellement la pratique des feux précoces depuis les années 1960 (Wardell *et al.*, 2004). C'est ainsi que 1 013 224 ha de feux précoces ont été traités au début de la saison des feux 2007-2008 (DEFCCS, 2009). Dans les parcs nationaux et les réserves, les feux précoces sont effectués par les agents des Parcs Nationaux. En dehors de ces zones classées, ils sont conduits par les villageois sous la supervision des agents forestiers.

Cependant, l'usage des feux précoces est controversé. La DEFCCS prévoit la période de mise en œuvre des feux précoces entre la seconde moitié du mois de novembre et la fin du mois de décembre (Wardell *et al.*, 2004). Un tel calendrier devient facilement obsolète en raison des variabilités spatio-temporelles des pluies. Dans l'optique d'une utilisation efficace des feux précoces, il est nécessaire d'identifier clairement la période optimale pour leur mise en œuvre basée sur l'état du combustible de la zone concernée en termes de quantité (charge) et de qualité (humidité, taille, distribution, composition). Ces variables dépendent directement de la pluviométrie et de l'état phénologique des plantes. En général, la gestion des feux requiert une bonne planification qui définit clairement la période de mise à feu, la quantité probable de combustible à consumer et l'étendue du feu (Mbow *et al.*, 2004).

En façon générale, les risques d'ignition du feu dépendent des conditions du combustible et de la présence de sources d'ignition liée aux activités humaines alors que les risques de propagation dépendent de la charge du combustible, de la vitesse du vent et de la pente du terrain.

Ces facteurs varient considérablement dans le temps et d'une zone à une autre. Plusieurs études sur le combustible et le comportement du feu ont été menées en Afrique australe (Gambiza *et al.*, 2005; Hély *et al.*, 2007; Archibald *et al.*, 2010b; Mbatha and Ward, 2010). Par contre, les études sont rares dans ce domaine en Afrique de l'ouest (Savadogo *et al.*, 2007a; Savadogo *et al.*, 2007b), d'où le besoin pressant de recherches dans ce domaine (Hély and Alleaume, 2006).

Les objectifs de ce présent chapitre sont triples : (1) caractériser les types de combustible dans les écosystèmes de savane du Sénégal ; (2) prédire les probabilités d'ignition en utilisant des données de combustible et des données météorologiques ; (3) déterminer si les prédictions des vitesses de propagation et de l'intensité du feu à partir de BehavePlus (Andrews, 2008, 2009) sont bien corrélés à ceux trouvés *in situ*. Pour répondre à ces questions, nous avons effectué des mesures de terrain sur les caractéristiques des combustibles et des expérimentations sur le terrain (brûlages dirigés).

4.2. Méthodologie

4.2.1. Le dispositif expérimental de collecte des échantillons et les brûlages dirigés

Les sites étudiés sont les mêmes que ceux présentés dans le précédent chapitre. Le taux de recouvrement et la densité des ligneux sont évalués dans trois parcelles de 50 x 50 m dans le premier site et de 30 x 30 m dans les deux autres en utilisant la méthode de Mahamane et Saadou (2008) basée sur la physiologie de la végétation et la composition floristique.

Dans les écosystèmes de savane tropicale, le combustible est essentiellement constitué de végétation herbacée (Stocks *et al.*, 1996; Trollope and Trollope, 2002; Hély *et al.*, 2003a; Savadogo *et al.*, 2007a). Du 06 octobre au 23 novembre 2010, nous avons effectué 231 brûlages dirigés (77 par site) dans des parcelles de 10 m de côté. Chaque parcelle est délimitée par des pare-feux larges de 1,5 m (Fig. 20) pour prévenir la propagation du feu dans le reste du site.



Figure 20. Dispositif expérimental des brûlages dirigés: (a) pare-feu autour d'une parcelle avant la mise à feu; (b) phase de combustion au cours de laquelle les caractéristiques du comportement du feu et des flammes sont mesurées; (c) conditions post-feu à partir desquelles le combustible consommé est mesuré.

Avant chaque tentative d'ignition, les espèces dominantes dans la parcelle sont identifiées, au cas échéant, des spécimens collectés pour une identification ultérieure à l'herbier de l'Université Cheikh Anta Diop. La hauteur moyenne de la végétation herbacée (en centimètre) est mesurée grâce à une barre graduée et le recouvrement des herbacées (en pourcentage) estimé directement par observation visuelle. La méthode de collecte adoptée est la récolte intégrale sur des placettes de 1 m^2 pour estimer la charge de combustible. Dans chaque placette, les charges de matière sèche (herbes mortes) et de matière fraîche (herbes encore vivantes) ont été calculées séparément, en prévision des simulations de feu avec BehavePlus

(Andrews, 2009). Les échantillons de biomasse herbacée (incluant la matière sèche et la matière fraîche) sont immédiatement pesés sur le terrain et séchés plus tard à 60°C à l'étuve jusqu'à ce que le poids sec constant soit atteint. La teneur en eau (FMC, en %) est alors calculée en comparant les poids frais et secs de chaque échantillon suivant l'équation (4.1) (Chuvienco *et al.*, 2004a; Dauriac, 2004; Dasgupta *et al.*, 2007; Chuvienco *et al.*, 2009a).

$$\text{FMC} = \frac{\text{Matière fraîche} - \text{Matière sèche}}{\text{Matière Sèche}} * 100 \quad (\%) \quad \text{Equation (4.1)}$$

La température de l'air, l'humidité relative et la vitesse du vent sont mesurées grâce à une station météorologique portable (pro WMR100 Oregon Scientific) placée à 1,90 m du sol (Fig. 21).



Figure 21. Station météorologique portable.

Les paramètres météorologiques sont mesurés juste avant chaque tentative d'ignition. Nous avons effectué, à chaque fois, un allumage sur ligne à l'aide d'une torche le long du côté de la parcelle sous l'influence du vent afin d'atteindre rapidement la vitesse d'équilibre du feu et s'assurer ainsi de la comparabilité du comportement du feu observé avec celui prédit avec

BehavePlus. Avant chaque mise à feu, deux barres métalliques séparées de 4 m sont installées dans la parcelle le long d'une ligne parallèle à la direction de propagation du feu. En outre, chaque barre est placée à 1 m d'intervalle de part et d'autre des limites de la parcelle. La vitesse de propagation du feu est calculée sur la base du temps nécessaire pour que la flamme parcoure la distance entre les deux barres métalliques, en utilisant un chronomètre. Toute la biomasse qui reste après l'extinction du feu est collectée pour déterminer la part de combustible consommé.

Les trois principales variables décrivant le comportement du feu sont la vitesse de propagation du feu (VPF en ms^{-1}), le combustible consommé (CC en gm^{-2}) et l'intensité du feu (IF en kWm^{-1}) (Hély and Alleaume, 2006; Savadogo *et al.*, 2007b). La vitesse de propagation du feu est calculée en divisant la distance parcourue par le feu entre les deux barres métalliques (maximum 8 m) par la durée (en seconde) que prend le feu pour couvrir cette distance. Le CC est calculé par la différence entre les charges de combustible pré et post-feu, alors que l'IF l'est suivant l'équation (4.2) proposée par Byram (1959):

$$\text{IF} = C * \text{CC} * \text{VPF} \quad \text{Equation (4.2)}$$

Avec C étant la chaleur de combustion ($16\,890 \text{ kJ kg}^{-1}$) (Trollope *et al.*, 1996).

4.2.2. Les Simulations avec BehavePlus

Les incendies sont traités comme des phénomènes ponctuels. Seule est connue avec précision la localisation du point de départ du feu tandis que sa direction de propagation, sa vitesse et surtout son contour final ne peuvent être prédéterminés (Hessas, 2005). Toutefois, il est possible de calculer des ordres de grandeur sur les différentes composantes du comportement du feu grâce aux modèles de simulation des incendies.

Un modèle est une représentation d'un objet ou d'un phénomène dans un cadre idéalisé par les hypothèses et les règles qui ont servi à sa construction (Soudani, 2007). Il simplifie la réalité et ne garde que les caractéristiques essentielles par rapport aux objectifs qu'il cherche à atteindre. Un modèle est donc une abstraction de la réalité aidant à raisonner, à mieux comprendre et à prédire. Ce modèle peut être exprimé verbalement, graphiquement, mathématiquement, ou par simulation (Soudani, 2007).

Le simulateur BehavePlus, utilisé dans le cadre de ce travail, est une version améliorée de Behave (<http://firemodels.fire.org/content/view/12/26/>). Basé sur 53 modèles de combustibles, il simule le comportement du feu par la prédiction des vitesses de propagation, l'intensité du feu, la propagation verticale vers la couronne, la mortalité des arbres et la taille du feu. BehavePlus est un programme flexible en raison de la simplicité des données d'entrée (constituées par les paramètres de biomasse et topo-climatiques), de la fourniture de valeurs par défaut sur des variables non collectées sur le terrain, et des sorties illustrées sous forme de figures et de tableaux.

4.2.3. La calibration des données d'entrée sous BehavePlus

Nous avons collecté certains paramètres propres aux combustibles caractéristiques des sites étudiés et les avons appliqués sur le modèle BehavePlus. Cependant, l'ensemble des paramètres n'ayant pu faire l'objet de collecte a été complété par des données par défaut du modèle lui-même (Tableau 7). Il s'agit pour le site 1 de BehavePlus « short grass – N°1 » et « tall grass – N°3 » pour les sites 2 et 3.

La calibration a consisté à l'ajustement des données de sorties de BehavePlus en se fondant sur notre expérience de terrain. Ainsi, les simulations produisant des valeurs considérées aberrantes ont été reprises en réajustant les données prises à partir des modèles « short grass » et « tall grass ». Le tableau 7 fournit les données par défaut prises à partir de BehavePlus, après calibration des modèles.

Tableau 7. Paramètres d'entrée extraits du système de prédiction BehavePlus.

Input Variables	Input Value	Units
1-h SA/V	4921	m ² /m ³
Live Herbaceous SA/V	4921	m ² /m ³
Live Woody SA/V	4921	m ² /m ³
Dead Fuel Moisture of Extinction	100	%
Dead Fuel Heat Content	16890	kJ/kg
Live Fuel Heat Content	16890	kJ/kg
Canopy Bulk Density	0.016	kg/m ³
10-h Moisture	1	%
100-h Moisture	1	%
Live Woody Moisture	30	%
Foliar Moisture	100	%
Slope Steepness	0	%

Par ailleurs, il a été facile de faire la simulation des feux car presque toutes les données d'entrée requises par BehavePlus et relatives aux caractéristiques des combustibles, les conditions topographiques et météorologiques étaient disponibles (Tableau 8).

Tableau 8. Synthèse des données météorologiques pendant les brûlages dirigés.

Sites	Température (°C)			Humidité relative (%)			Vitesse du vent (ms ⁻¹)		
	min	moy	max	min	moy	max	min	moy	max
1	31	37,82	48	12	25,37	53	0,7	2,81	6
2	33	37,32	42	14	21,32	37	calme	0,98	1,9
3	30	33,32	38	26	39,55	56	calme	1,37	3

Nous avons utilisé 75% des données de terrain pour calibrer les modèles de combustible en se basant sur les relations linéaires entre les valeurs observées et prédites des VPF et des IF. Une fois la calibration faite, nous avons procédé à la validation des simulations en utilisant les 25% des données restantes. Pour toutes les simulations, la pente était fixée à 0% afin de tenir compte de la topographie plate des zones étudiés (Collectif, 2007). L'objectif de la calibration est d'aboutir à des résultats de simulation qui traduisent le mieux possible la réalité.

4.2.4. Analyses statistiques

Le logiciel de statistique R (R Development Core Team, 2007) a été utilisé pour comparer les caractéristiques des combustibles et des conditions météorologiques des différents sites étudiés. Cette comparaison se fonde sur l'utilisation des analyses de variance (ANOVA) sur les rangs suivies de tests de comparaison Honestly Significant Difference (HSD) de Tuckey pour identifier les différences significatives entre les sites dans les cas où les résultats de l'analyse des variances ont rejeté l'hypothèse nulle. L'utilisation de l'ANOVA sur les rangs est nécessaire ici car les résidus des données ne suivent pas une loi normale. Nous avons ensuite utilisé un modèle de régression logistique avec la méthode pas à pas descendante (backward stepwise procedure, en anglais) pour prédire les probabilités d'ignition. Le modèle de régression logistique s'écrit sous la forme suivante (Equation 4.3):

$$P(i) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + b_1x_1 + \dots + b_kx_k)}} \quad \text{Equation (4.3)}$$

où $P(i)$ est la probabilité d'ignition du feu, x_1 à x_k , les variables indépendantes induisant la variation de la probabilité d'ignition, et b_0 à b_k , les paramètres du modèle estimés à partir des données. Le modèle de régression logistique a été construit sur la base d'un échantillon d'apprentissage comprenant 75% des données totales binaires (ignition/non ignition) et puis ajusté par le test d'Hosmer & Lemeshow (avec un seuil de signification de 5%). Le test de Ward a été utilisé pour évaluer la signification statistique de chaque paramètre dans le modèle. Ensuite, le modèle a été validé sur un échantillon test de 25% des données restantes. Les probabilités d'ignition observées et prédites ont été comparées à l'aide du test Kappa (Monserud and Leemans, 1992).

Par ailleurs, un modèle de régression linéaire multiple a été utilisé avec la méthode pas à pas descendante pour étudier la relation entre la vitesse de propagation du feu (VPF), les caractéristiques du combustible et les conditions météorologiques. Nous avons aussi vérifié que les résidus répondaient aux conditions de normalité et d'homoscédasticité (Scherrer, 2007).

Les comparaisons entre les VPF et les IF observées et celles prédites avec BehavePlus ont été effectuées en utilisant le test de Kruskal-Wallis avec $\alpha = 0,05$. Les nomogrammes utilisés pour les prédictions (Burgan and Rothermel, 1984; Hély *et al.*, 2003c) sont établis sur la base des résultats issus des modèles de régression logistique et linéaire.

4.3. Résultats

4.3.1. Caractérisation des combustibles

Le premier site est différent qualitativement des deux autres en termes de composition floristique de la végétation herbacée. Trois espèces d'herbacées annuelles (*Chloris virgata*: 51%, *Eragrostis gangetica*: 23%, et *Zornia glochidiata*: 19%) dominent à 93% dans le premier site alors qu'*Andropogon pseudapricus* domine à plus de 95% sur les autres sites. Bien que, les combustibles soient constitués par de la matière herbacée sèche dans chaque site (Tableau 9), on note des différences significatives entre les sites en termes de charge de combustible. C'est ainsi que, le troisième site contient par exemple quatre fois plus de combustible que le premier. Au cours des 32 jours de collecte de données, les moyennes de teneur en eau de la végétation (FMC) ont varié entre $135 \pm 63\%$ et $83 \pm 31\%$, avec une diminution constante dans les trois sites. Au 26^{ème} jour de collecte, la végétation herbacée a été presque entièrement sèche (100% d'assèchement des herbes) dans le premier site, alors

que le processus de sénescence variait respectivement entre 76% et 80% dans le site 2 et 3. Le lit de combustible constitué essentiellement d'herbacées était plus dense et plus profond dans le troisième site. Dans le premier site, il était tout aussi dense, mais très peu profond, tandis que dans le deuxième site il était profond, mais lâche (Tableau 9).

On note une augmentation progressive de la densité ligneuse du premier au troisième site (avec respectivement 120 et 300 individus par hectare). *Balanites aegyptiaca* est l'espèce ligneuse la plus abondante dans le site 1. *Combretum glutinosum*, *Guiera senegalensis*, *Acacia ataxacantha*, *Sterculia setigera* et *Cordyla pinnata* prédominent dans le site 2, et *Terminalia macroptera*, *Combretum glutinosum* et *Combretum collinum* dans le troisième site. Les couronnes d'arbre sont discontinues dans tous les sites étudiés, mais généralement les hauteurs d'herbes atteignent la base des couronnes d'arbres dans le deuxième et le troisième site (Tableau 9).

Tableau 9. Caractéristiques des combustibles des trois sites étudiés (moyenne \pm écart type).

Sites	Type de Végétation	Charge de combustible humide (g m ⁻²) ***	Charge de combustible sec (g m ⁻²)***	FMC (%)***	Hauteur des herbacées (m) ***	Recouvrement des herbacées (%) ***	Recouvrement des ligneux (%) ***	Hauteur des bases de couronne (m) ***	Connexion verticale entre la base des couronnes et le sommet des herbacées	Connexion entre couronnes
1	Savane herbeuse \pm arbustive	38 \pm 28 c	94 \pm 35 c	83 \pm 31 c	0.38 \pm 0.05 b	81 \pm 7 b	11 \pm 1 c	0.80 \pm 0.2 c	Non	Non
2	Savane arbustive	367 \pm 71 a	233 \pm 45 b	189 \pm 90 a	1.61 \pm 0.2 a	61 \pm 7 c	29 \pm 0.8 b	1 \pm 0.3 b	Oui	Non
3	Savane arbustive \pm arborée	156 \pm 80 b	397 \pm 91 a	135 \pm 63 b	1.7 \pm 0.03 a	92 \pm 6 a	50 \pm 1 a	1.5 \pm 0.5 a	Oui	Non

*** pour P < 0.001 issue de l'ANOVA sur les rangs.

NB: les lettres différentes dans la même colonne indiquent des différences significatives à une P<0.05 (test de Tukey HSD).

4.3.2. Probabilité d'ignition du feu

Sur 231 tentatives d'ignition, 154 ont réussi (le feu a brûlé au moins 1m²). Les cas d'ignition qui ont prospéré concernent les parcelles où les teneurs en eau de la végétation varient entre 133 et 6% et l'humidité relative (HR) entre 79 et 12%. En moyenne, les premières ignitions réussies sur le premier site ont eu lieu avec un FMC de 120%, correspondant au 12^{ème} jour après la dernière pluie (Fig. 22). Sur le deuxième et le troisième site, les premières ignitions réussies correspondent respectivement au 31^{ème} et 29^{ème} jour après la dernière pluie.

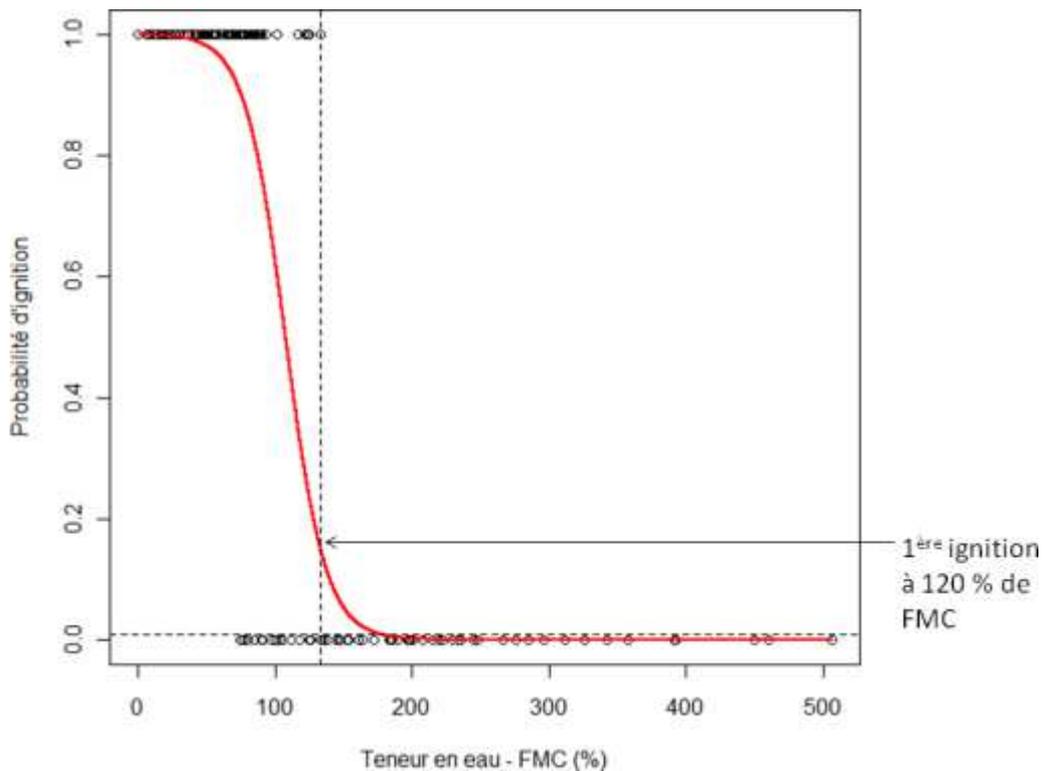


Figure 22. Prédiction de la probabilité d'ignition en fonction de la teneur en eau (FMC).

Guide dans l'interprétation : les points représentent les observations (ignitions et non ignitions) et la courbe rouge représente le modèle logistique. La première ignition correspond à 120% de FMC.

Le modèle de régression logistique, établi sur la base des données collectées dans les trois sites, montre que FMC et HR influencent significativement les probabilités d'ignition du feu. Le test Hosmer & Lemeshow indique que l'ajustement global du modèle, issu des données de l'échantillon d'apprentissage, est satisfaisant (98%). La concordance entre les ignitions observées et prédites est très forte (95%), avec un excellent coefficient kappa de 0.89.

Tableau 10. Modèle de régression logistique (méthode pas à pas descendante) entre la probabilité d'ignition et deux variables explicatives : FMC (Fuel Moisture Content), HR (Humidité Relative), Pi (Probabilité d'ignition). Le coefficient Kappa est calculé suivant la méthode de Monserud and Leemans (1992). * pour P < 0.05; ** pour P < 0.01; *** pour P < 0.001.

$P_i = \frac{1}{1+e^{-y}}$					Hosmer & Lemeshow goodness (p)	Concordance entre les probabilités prédites et observées	Coefficient Kappa	
$y = b_0 + b_1 \cdot \text{FMC} + b_2 \cdot \text{HR}$								
n = 154 R ² = 0,78	Variables	b _i	Se	Wald	Pr(> z)	0,98	95	0,89
	Constante	11,24352	2,30268	23,8	1,05e-06 ***			
	FMC	-0,07338	0,01597	21,1	4,31e-06 ***			
	HR	-0,08572	0,02925	8,6	0,00339 **			

A partir des résultats du modèle de régression logistique, un nomogramme a été créé pour prédire les probabilités d'ignition du feu (Fig. 23).

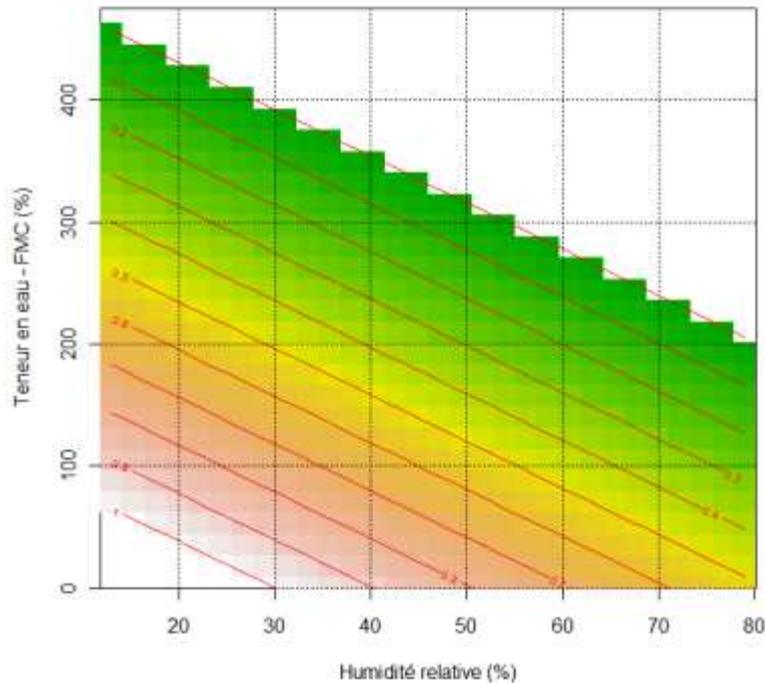


Figure 23. Nomogramme pour la prédiction de la probabilité d'ignition du feu basée sur la teneur en eau de la végétation et l'humidité relative mesurées sur le terrain.

Guide dans l'interprétation du nomogramme : si l'humidité relative est de 50% et la teneur en eau de la végétation de 200%, la probabilité d'ignition est approximativement de 30%.

4.3.3. Conditions météorologiques et comportement du feu

Parmi les paramètres météorologiques, la vitesse du vent est le paramètre le plus variable sur les trois sites étudiés. Le test de Tukey montre des vitesses de vent significativement plus élevées sur le premier site comparé aux deux autres.

La vitesse du vent et le taux de couverture des herbacées sont corrélés positivement à la VPF, alors que FMC, HR et la charge de combustible le sont négativement à la VPF (Tableau 10).

Tableau 11. Résultats de la régression linéaire multiple (méthode pas à pas descendante) entre la vitesse de propagation du feu (VPF) et cinq variables explicatives.

Variabes	Coefficient	s. e.	t value	d.f.	P value
Constante	2.102444	1.406128	1.495	149	0.1373
FMC	-0.045818	0.008747	-5.238	149	6.48e-07 ***
CCS	-0.005648	0.001943	-2.907	149	0.0043 **
TCH	0.090322	0.017703	5.102	149	1.18e-06 ***
HR	-0.101643	0.024312	-4.181	149	5.35e-05 ***
VV	1.579081	0.210134	7.515	149	8.70e-12 ***

CCS : Charge de combustible sec

TCH : Taux de couverture des herbacées

VV : Vitesse du vent

Le test de Shapiro confirme la normalité des résidus tandis que l'homogénéité des variances est vérifiée visuellement à l'aide du logiciel R.

$R^2 = 0.74$ p-value: < 0.001

Test de Shapiro: $W = 0.9845$, p-value = 0.1337

* pour $P < 0.05$; ** pour $P < 0.01$; *** pour $P < 0.001$

Les vitesses de propagation des feux ne se différencient pas de façon significative quelle que soit l'heure d'allumage (14 heures ou 17 heures) (Fig. 24). L'analyse des variances (ANOVA) classique a confirmé cette absence de différence significative.

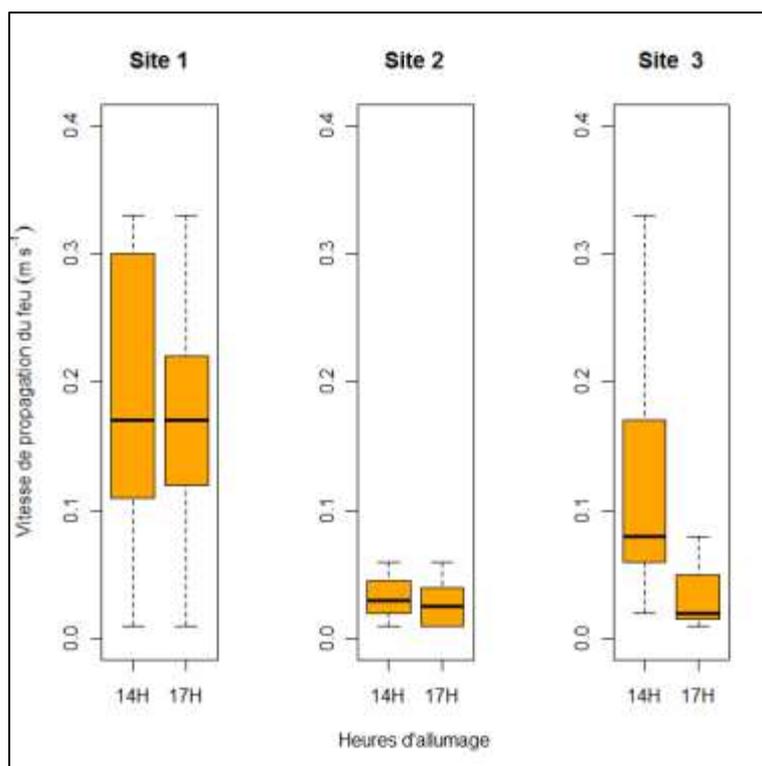


Figure 24. Vitesse de propagation des feux en fonction des heures d'allumage sur les 3 sites.

En moyenne, les valeurs de VPF observées varient de $0,03 \pm 0,01$ à $0,13 \pm 0,08 \text{ ms}^{-1}$ et la régression linéaire multiple indique que les variables dépendantes expliquent 74% de la variation des VPF. En outre, l'analyse de la variance sur les rangs et le test de Tukey montrent une différence significative des VPF sur les deux premiers sites. A partir de ces résultats, deux nomogrammes pour la prédiction des VPF ont été créés (Fig. 25). Le premier (a) est adapté au début de la saison sèche quand des herbes vivantes (matière fraîche) sont encore présentes, alors que le second (b) est adapté à la saison sèche quand les herbes perdent une bonne partie de leur teneur en eau et que la couverture des herbacées devient hétérogène.

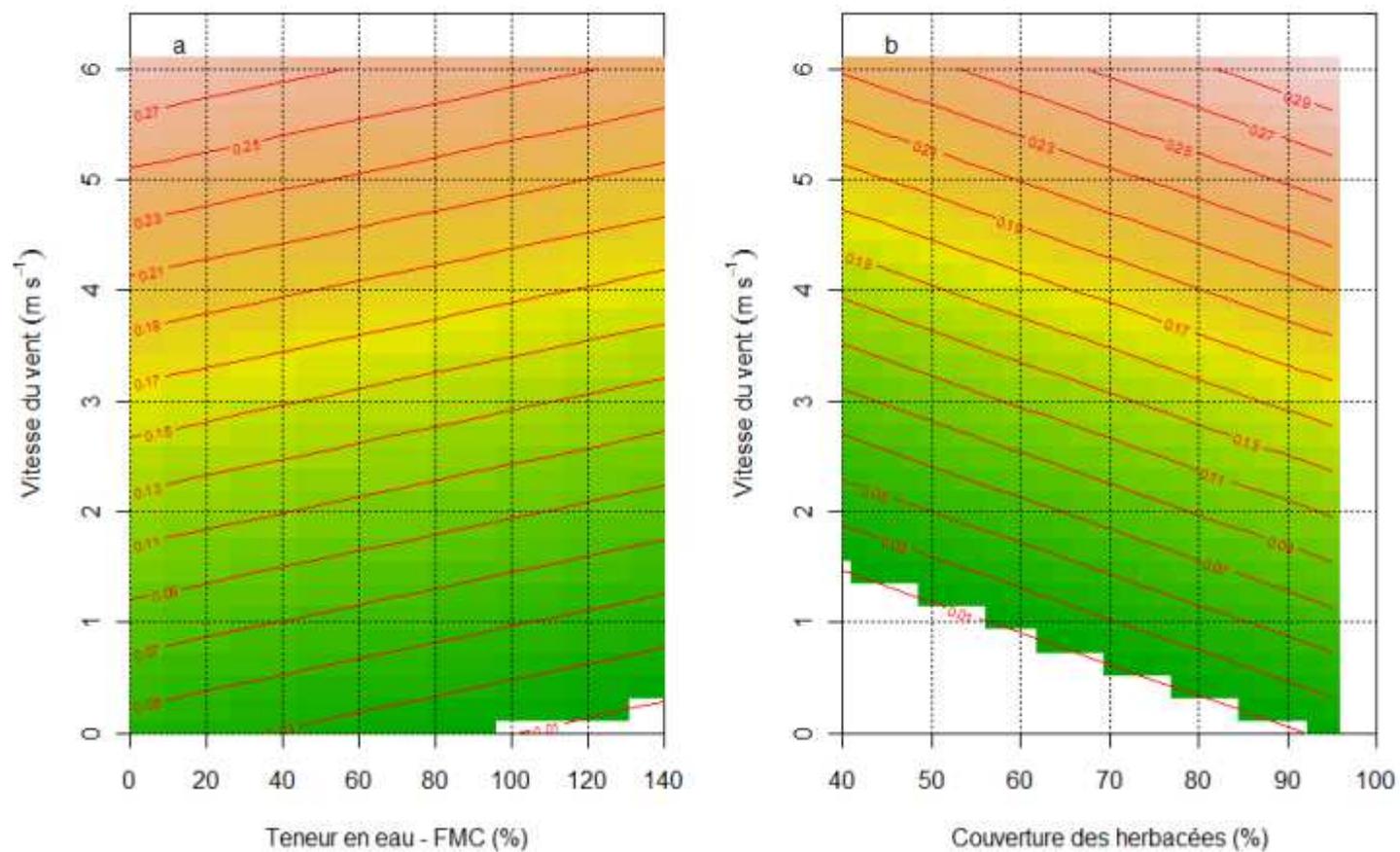


Figure 25. Nomogrammes pour la prédiction de la propagation du feu: la version (a) est adaptée au début de la saison sèche alors que la version (b) l'est pour les cas où l'herbe est complètement sèche et la couverture des herbacées hétérogène (ce qui affectera la VPF).

La charge de combustible, la vitesse du vent et le taux de couverture des herbacées ont affecté significativement l'intensité du feu (IF). Cependant, le modèle de régression linéaire multiple effectué n'est pas aussi performant ($r^2=0,54$) que dans le cas de la VPF. L'IF moyenne est de 73 kWm^{-1} pour le second site, trois et cinq fois plus petite pour les valeurs respectives dans le premier et le troisième site.

Les charges de combustible sec et humide déterminent à 90% la variation des combustibles consommés, avec une corrélation positive entre la proportion de combustible sec et le combustible consommé (CC). En revanche, le combustible humide est négativement corrélé avec le CC. La figure 26 fournit les valeurs prédites de CC basées sur les deux variables explicatives significativement différents de zéro.

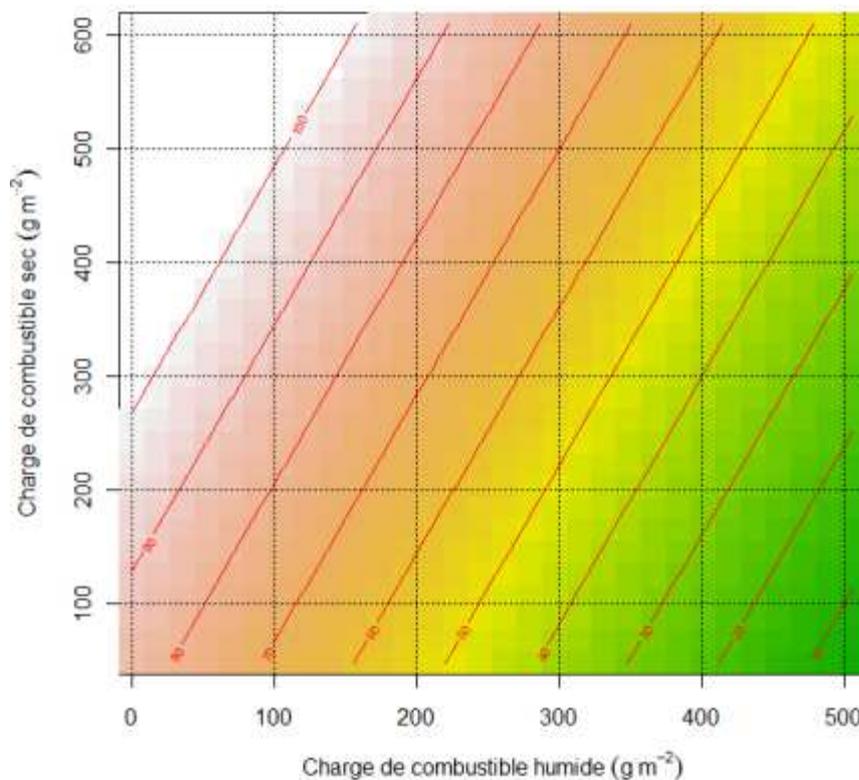


Figure 26. Nomogramme pour la prédiction des combustibles consommés utilisant les charges de combustibles sec et humide issus des collectes de biomasse.

4.3.4. Les simulations BehavePlus

La forte corrélation ($r=0,90$) entre les vitesses de propagation des feux observées et prédites des trois sites associés cache d'importantes disparités. En effet, les valeurs prédites pour le premier site sont presque toujours sous-estimées, alors que celles du deuxième et du troisième sont surestimées, généralement pour des VPF inférieures à $0,05 \text{ ms}^{-1}$ et sous-estimées pour

des vitesses plus importantes. Les régressions linéaires simples utilisées pour évaluer la relation entre les VPF observées et prédites donnent des coefficients de détermination (r^2) supérieurs à 0,60 (Fig. 27). Le test de Kruskal-Wallis appliqué pour comparer les VPF observées et prédites ne montre pas de différence statistiquement significative entre les deux ($p\text{-value}_{\text{site 1}} = 0,1367$, $p\text{-value}_{\text{site 2}} = 0,2335$ et $p\text{-value}_{\text{site 3}} = 0,3543$).

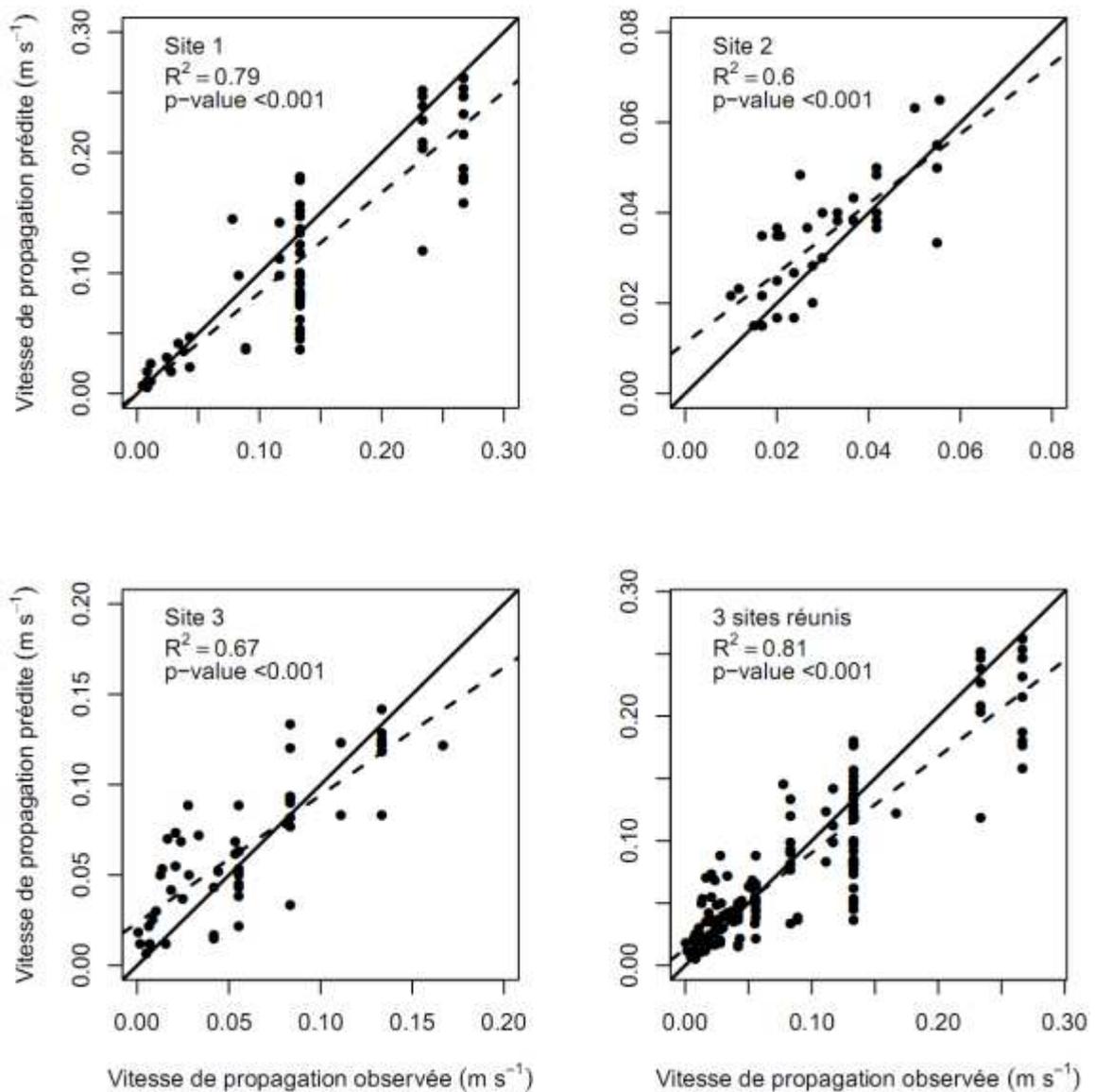


Figure 27. Relations linéaires entre les vitesses de propagation observées et celles prédites avec BehavePlus.

La droite en pointillé représente la régression linéaire, alors que la droite pleine correspond à la bissectrice qui indique la concordance parfaite.

Les valeurs d'intensité de feu issues de la prédiction avec BehavePlus varient entre 2 et 919 kWm^{-1} . La modélisation linéaire entre l'IF observée et celle prédite est satisfaisante quand les données des trois sites sont traitées ensemble. En revanche, à l'échelle des sites, les analyses montrent que seules les données (observées et prédites) du troisième site ont une bonne relation linéaire. En outre, la comparaison des IF observées et prédites est uniquement adéquate dans le troisième site avec un test de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} = 0,1652$) qui n'indique pas de différence significative entre les intensités de feu observées et prédites.

4.4. Discussion

Les caractéristiques biophysiques de la végétation telles que la teneur en eau et la distribution spatiale des combustibles sont des paramètres cruciaux dans l'évaluation des risques de feu (Burgan and Rothermel, 1984; Trollope and Trollope, 2002; Chuvieco *et al.*, 2004a; Chuvieco *et al.*, 2010). Les savanes étudiées ici suivent un gradient nord-sud lié à la distribution spatio-temporelle des pluies, qui influe sur la dessiccation des combustibles. La structure de la végétation passe d'une savane ouverte au Nord à une savane plus fermée au Sud. La végétation herbacée est presque continue sur l'ensemble des sites. Ces plantes annuelles produisent exclusivement un combustible fin et constituent un lit idéal pour les feux de surface. Il y a une jonction verticale entre les couronnes d'arbre et les plantes herbacées dans le deuxième et le troisième site, ce qui pourrait faciliter la combustion des plantes ligneuses dans le cas des feux intenses. Cependant, l'absence de jonction entre les couronnes empêcherait la propagation des feux au niveau des cimes. Toutefois, si des changements globaux sur le climat et les activités humaines favorisent la densité ou la fermeture des savanes, alors le régime de feu dans le site du sud pourrait changer significativement avec plus de feux intenses, passant de feux de surface de faible sévérité à des feux de cimes plus intenses.

Malgré les différences physiologiques entre les savanes étudiées, les mécanismes d'ignition du feu sont similaires en raison de l'homogénéité de la couverture herbacée. La couverture ligneuse, qui est connue pour ralentir la perte de la teneur en eau des plantes herbacées (Akpo *et al.*, 2003), combinée aux différences de début et de fin des saisons (pluvieuse et sèche) peuvent expliquer partiellement les différences observées en termes de teneur en eau entre le premier et les deux autres sites. En partie, à cause de la déperdition hydrique des plantes, les risques de feu deviennent significatifs à des stades précoces dans les savanes sahéliennes du

nord. Cette situation est aggravée par les effets combinés de la perte rapide de teneur en eau (FMC) liée à la faiblesse de la couverture ligneuse de la région et à la faible capacité de rétention de l'humidité des sols, de type poreux, et les fortes températures de la région. Pris ensemble, ces facteurs créent des conditions environnementales idoines pour une instauration précoce de la saison des feux, c'est-à-dire deux semaines après la dernière pluie.

Malgré l'étendue des régions couvertes par les écosystèmes de savane en Afrique, peu d'études ont été menées sur la prédiction du comportement du feu dans ces savanes (Stocks *et al.*, 1996; Trollope and Trollope, 2002; Trollope *et al.*, 2004; Savadogo *et al.*, 2007b). La plupart des travaux sur le sujet portent sur les savanes d'Afrique Australe et sont axés sur l'écologie du feu ou ses diverses causes. Les résultats obtenus ici sur les savanes soudanaises (dans le deuxième et le troisième site) concordent avec ceux trouvés dans une précédente étude sur les savanes boisées d'Afrique de l'ouest (Savadogo *et al.*, 2007b). Des auteurs comme van Wilgen et Scholes (1997), Hély *et al.* (2003a) rapportent qu'un minimum de charge de combustible de l'ordre de 200 à 250 gm^{-2} est requis pour qu'un feu puisse se propager dans les savanes d'Afrique australe. Mais nos résultats sur les savanes du Sénégal établissent que la propagation du feu est possible avec une charge de combustible inférieure à la moitié de cette valeur (en moyenne 94 gm^{-2}), confirmant ainsi les résultats de Savadogo *et al.* (2007b) sur d'autres savanes ouest africaines, notamment celles du Burkina Faso. Ce résultat s'explique à la fois par l'importance de la couverture d'herbes (pas nécessairement corrélée à la charge de combustible, $r=0,34$) et par la force des vents (peu ralentie par la faible densité des arbres) qui influencent significativement les vitesses de propagation des feux, surtout dans la zone sahélienne. Par ailleurs les travaux de Stocks *et al.* (1996), Gambiza *et al.* (2005) sur les savanes d'Afrique australe indiquent des vitesses de propagation du feu (VPF) comparables à nos résultats, avec toujours des charges de combustible légèrement plus faibles (respectivement de 96 et 86 gm^{-2}) que celles fournies à l'échelle continentale par des auteurs comme van Wilgen et Scholes (1997), Hély *et al.* (2003a). La relation négative entre la VPF et la charge de combustible serait indirectement liée à la compacité des herbacées fines et à leur pourcentage d'assèchement. Ce dernier paramètre est lui-même influencé par la présence de matière encore fraîche ; celle-ci pouvant en effet interférer sur la propagation du feu.

Mais les valeurs d'intensité de feu observées sur les savanes du Sénégal (233 kWm^{-1}) sont plus faibles que celles de Savadogo *et al.* (2007b) de l'ordre de 600 kWm^{-1} dans le cadre d'une étude sur les brûlages dirigés et effectuée en période de feux précoces. Cette différence

peut être due au fait que la plupart de nos brûlages dirigés ont été effectués, entre mi-octobre et mi-novembre, alors que ceux de Savadogo *et al.* (2007b) l'ont été sur une courte période (5 jours) et plus tardivement dans la saison sèche, entre le 30 novembre et le 4 décembre. Cette période coïncidant avec plus de combustible sec, ce qui favorise alors l'augmentation de l'intensité du feu par une combustion complète.

La pratique des feux précoces vise à réduire les charges de combustible en vue de minimiser les impacts des feux tardifs (Wardell *et al.*, 2004). Des prédictions fiables à la fois sur la VPF et la proportion de combustible consommé seraient utiles aux gestionnaires de l'environnement. La bonne corrélation entre les simulations avec BehavePlus et les valeurs de VPF observées indique que ce modèle et les nomogrammes associés sont des outils prometteurs pour la prédiction du comportement du feu en début de saison des feux. Cependant, ils doivent être encore éprouvés, bien que nous puissions en partie attribuer les prédictions légèrement sous-estimées de VPF aux faibles teneurs en eau des combustibles et les légères surestimations aux fortes teneurs en eau ($FMC > 83\%$) des combustibles humides (matière fraîche). Le premier de ces problèmes est probablement lié à la valeur minimale (30%) de teneur en eau des combustibles humides admise par le système BehavePlus ; alors que des valeurs considérablement plus faibles ont été mesurées sur le terrain. Cependant, nous n'avons pu encore établir le contenu explicatif des légères surestimations de VPF quand la teneur en eau du combustible humide est très élevée ($FMC > 83\%$). Les prédictions de l'intensité du feu avec BehavePlus ne sont pas satisfaisantes pour les sites 1 et 2 alors qu'elles sont encourageantes pour le site 3.

Dans les écosystèmes de savane d'Afrique, l'utilisation de modèles de combustible mis au point localement est recommandée pour l'utilisation de BehavePlus car les différences au niveau de la biomasse dépendent de la production primaire liée à la pluviométrie annuelle (Hély *et al.*, 2003a; Hély *et al.*, 2007). Cela est encore plus important dans les savanes ouvertes où les arbres, faiblement denses, ne fournissent qu'une très faible charge de combustible (légers rameaux, feuilles) par comparaison à la production herbacée qui domine. La sénescence des plantes herbacées change la composition du combustible, initialement dominée par un combustible humide qui brûle difficilement, avant d'être sec donc plus inflammable par la suite. Les comparaisons du comportement des feux entre les variables observées et celles prédites sont fiables ici dans la mesure où le calibrage des modèles de

combustible et la validation des simulations de comportement s'appuient sur des données de terrain.

L'option du brûlage dirigé dans l'étude des incendies est d'approcher les conditions normales des feux sur le terrain. Cependant, cet objectif n'est pas toujours atteint. En effet, Laris et Wardell (2006) ont mis l'accent sur certaines limites relatives aux méthodes utilisées dans les brûlages dirigés expérimentaux. Il s'agit des conditions expérimentales souvent loin d'être idéales, des périodes de mise à feu souvent inadéquates et de l'homogénéité des parcelles d'où leur réplification impossible dans des zones hétérogènes correspondant aux conditions réelles de terrain. Aussi, ces problèmes méthodologiques pourraient limiter la portée pratique des résultats obtenus.

Globalement, les approches méthodologiques utilisées dans ce travail sont similaires à celles utilisées dans beaucoup d'études récentes. Cependant, il existe des différences de choix importantes, notamment sur la taille des parcelles utilisées dans les études antérieures. A titre d'exemple, Savadogo *et al.*, (2007b) ont travaillé sur des parcelles de 20 m de côté dans les savanes boisées d'Afrique de l'ouest, Gambiza *et al.*, (2005) sur des parcelles de 50 m de côté dans les savanes boisées d'Afrique du Sud, Hély *et al.*, (2003a) sur des parcelles de 120 m de côté dans les formations de *dambo* représentatives des savanes herbeuses édaphiques. Généralement, la taille de la parcelle est fixée en fonction de la nature de la couverture des plantes herbacées, afin d'obtenir des parcelles homogènes. Comme cela a été fait dans de précédentes études, nous avons pris le soin de travailler au Sénégal sur des sites représentatifs du paysage de la région étudiée en termes de structure de la végétation, de la composition et des combustibles. Ainsi, les sites retenus sont à la fois représentatifs de la structure de la végétation de la zone étudiée et se trouvent être bien homogènes au sein de leurs propres limites. Ces précautions prises au moment du pré-échantillonnage justifient la concordance entre résultats observés et prédits ; ce qui semble de bon augure pour de futures applications pratiques dans la gestion des feux de brousse au Sénégal.

4.5. Conclusion

Cette étude, qui a été principalement basée sur des expériences de terrain, constitue une étape majeure pour combler l'insuffisance de connaissances scientifiques précises sur la planification des feux précoces. Les résultats montrent que les combustibles dans les savanes

du Sénégal sont essentiellement composés de biomasse herbacée, même si leurs caractéristiques restent propres à chaque site.

En outre, il a été constaté que la période optimale pour le début de ces feux commence toujours après la fin des pluies. En effet, avant cette période, les combustibles sont trop humides pour prendre feu. Il est donc nécessaire d'examiner les paramètres relatifs aux caractéristiques du combustible et les conditions météorologiques au moment de planifier la période des feux précoces.

Nos résultats indiquent également que les mécanismes d'ignition sont similaires dans les trois écosystèmes de savane choisis. A cet égard, les probabilités d'ignition sont influencées par la teneur en eau du combustible et l'humidité relative. La vitesse de propagation du feu est influencée par plusieurs paramètres du combustible et les conditions météorologiques, tandis que le combustible consommé est uniquement sous la dépendance des charges de combustible sec et humide. La concordance entre les prédictions avec BehavePlus et le comportement du feu observé à l'échelle du pays, et les outils dérivés de ce modèle pourraient être utiles pour la planification des feux précoces en rapport avec le comportement du feu désiré. Enfin, les risques de déclenchement de feu et les composantes du comportement du feu sont prédits en utilisant des méthodes statistiques et des simulations.

Ces méthodes, utiles aux gestionnaires de l'environnement, doivent être renforcées et poursuivies pour davantage de précision en ce qui concerne le volet prédiction. Les résultats obtenus indiquent également un réel besoin d'études sur la mortalité des arbres en relation avec le feu ; ceci afin d'aboutir à des analyses comparatives sur les effets des feux précoces et des feux tardifs sur la végétation ligneuse.

Après cet examen des facteurs biophysiques en rapport avec les feux de brousse, nous abordons au prochain chapitre, la dimension humaine dans l'estimation du risque de feu.

Chapitre 5 : Activités humaines et perceptions des populations sur les risques de feu de brousse.

Ce chapitre est axé sur la dimension humaine liée à l'évaluation des risques de feu de brousse au Sénégal. Le travail de terrain est mené dans trois villages (Barkédji, Maka et Dioulacolon) situés respectivement dans trois grandes régions éco-géographiques du Sénégal (le Ferlo, le bassin arachidier et la Casamance). La méthode de recherche est basée sur l'administration de 102 questionnaires auprès des populations rurales, 10 interviews semi-structurées et l'observation directe.

Les résultats montrent que les feux de brousse ont une origine principalement anthropique et découlent souvent de feux utilitaires mal contrôlés. En outre, ils montrent les stratégies des populations sur l'évaluation du risque de feu et sur la prévention.

5.1. Introduction

L'éclosion d'un feu nécessite la réunion de trois conditions : le combustible, l'oxygène et la source de chaleur (Whelan, 1995; Sonko, 2000). Ce principe est appelé le triangle de feu et chaque élément en représente un côté. L'absence d'un de ces éléments empêche le déclenchement du feu. Aujourd'hui, les recherches menées sur les incendies dans les savanes d'Afrique s'accordent sur le caractère anthropique de la cause des feux de brousse (Laris and Wardell, 2006; Mbow *et al.*, 2006; Savadogo *et al.*, 2007b; Devineau *et al.*, 2010).

Au Sénégal, l'utilisation du feu revêt plusieurs formes en fonction des périodes d'utilisation, et des utilisateurs. Le feu est particulièrement utilisé comme outil de travail et de gestion des paysages agricoles et forestiers par les populations rurales et les agents des Eaux et Forêts. Près de 70% de la population active travaillent dans le secteur agricole (Sène, 2007) notamment dans l'agriculture, l'élevage et l'exploitation forestière dans lesquels l'usage du feu est à la fois ancien et fréquent. A la lumière des résultats obtenus au chapitre 2, nous avons remarqué une relation entre la fréquence des incendies et les régions éco-géographiques déterminées par leurs modes de mise en valeur, ceux-ci étant pour l'essentiel liés aux ressources naturelles présentes. En effet, l'élevage domine les activités humaines dans la zone sahélienne au nord du pays caractérisée par une savane herbeuse plus ou moins arbustive. Dans cette région de longue tradition pastorale, le feu est utilisé pour l'entretien et la régénération des pâturages. En revanche, les savanes arbustives au centre du pays sont le domaine de l'agroforesterie et abritent l'une des principales régions agricoles du Sénégal (le bassin arachidier). En outre, la région est aussi une zone d'élevage pratiqué en association avec l'agriculture. Les savanes arbustives et arborées du Sud du pays sont le domaine de l'agriculture et de l'exploitation forestière notamment l'exploitation du charbon.

Cependant, les pratiques inappropriées de l'utilisation du feu dans les activités humaines sont à la base de plusieurs incendies qui consomment annuellement des milliers d'hectares de végétation. Face à l'ampleur de cette situation, les populations rurales en collaboration avec les Services forestiers et des projets de développement ont initié des stratégies de prévention et de lutte contre les incendies.

Dans ce présent chapitre, nous étudions : (1) la perception des populations sur l'évaluation des risques de feu ; et (2) l'analyse des stratégies de prévention et de lutte contre les feux de brousse.

5.2. Méthodologie

Nous avons administré 102 questionnaires auprès des populations rurales des zones étudiées. Ainsi 34 questionnaires ont été utilisés dans chacun des villages suivants : Barkédji au nord du pays, Maka au centre et Dioulacolon au sud (Fig.13). Ces villages abritaient les sites dans lesquels les collectes de biomasse et les brûlages dirigés ont été effectués. La détermination de l'échantillon choisi n'a pas pris en compte la population totale de chaque village étudié, notre objectif était d'une part, d'avoir une idée globale de la perception des populations sur les risques d'incendie et, d'autre part, d'utiliser un échantillon statistiquement acceptable ($\Rightarrow 30$). Le choix des personnes interrogées découle d'une démarche raisonnée, car ces cibles devaient avoir une activité principale ou secondaire liée aux ressources naturelles.

Par ailleurs, nous avons procédé à des interviews semi-structurées avec des personnes ressources impliquées directement ou indirectement dans la gestion des ressources naturelles. Ainsi, nous avons conduit 10 interviews semi-structurées dont 4 interviews avec des agents forestiers, 3 avec les chefs de village et 3 avec des techniciens agricoles et d'élevage de l'Agence Nationale de Conseil Agricole et Rural (ANCAR).

Enfin, nous avons mené une observation directe au niveau des villages, le long des champs et des paysages forestiers, ce qui nous a permis d'avoir un point de vue personnel sur certaines pratiques paysannes liées au feu, et les activités de prévention des feux.

Le traitement des questionnaires a été fait avec le logiciel Sphinx 5 et le logiciel R (R Development Core Team, 2007). Outre les paramètres de statistique de base, nous avons appliqué une Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) qui a pour objectif de construire une hiérarchie sur les individus et se présente sous la forme d'un dendrogramme. Cette classification permet de regrouper les individus dans des classes les plus homogènes possibles (Cornillon *et al.*, 2008). Cette méthode nécessite le choix d'une distance entre individus, ou plus généralement une dissimilarité et un indice d'agrégation (Saporta, 2006). La distance choisie est la distance euclidienne et l'indice d'agrégation celui de Ward. La méthode de Ward : consiste à regrouper les classes pour lesquelles la perte d'inertie est la plus faible. Ici, la distance entre 2 classes se mesure avec la perte d'inertie que l'on note en les regroupant (Saporta, 2006).

5.3. Résultats

5.3.1. L'évaluation du risque de feu de brousse par les populations

Globalement, les cultivateurs sont les plus représentés dans l'échantillon global interrogé avec 48%, suivis des éleveurs 24%. Dans le village de Barkédji, le groupe des éleveurs (59%) domine notre échantillon alors que le groupe des cultivateurs domine dans les villages de Maka et de Dioulacolon avec respectivement 53% et 59%.

L'évaluation des risques est le premier niveau dans la prévention des feux de brousse. Elle est souvent faite par les populations avant la pratique des feux précoces, des régénérations sur brûlis et des défrichements de nouvelles terres. Cette évaluation des risques de feu repose essentiellement sur une connaissance empirique de la végétation, des paramètres météorologiques et du comportement des feux. En effet, 87% des personnes interrogées évaluent les risques de feu en se fondant sur le faciès de la végétation, notamment le jaunissement des plantes. En outre, 13% des populations associent les déclenchements des premiers feux à l'arrivée de l'alizé continental chaud et sec qui remplace les vents de mousson à la fin des pluies, et qui favorise les conditions favorables au départ du feu.

5.3.2. Usages et Causes des feux de brousse

L'usage du feu est très présent dans les activités socio-économiques pratiquées dans les zones rurales. D'ailleurs, il est difficile de parler des usages de feu sans évoquer en même temps les causes de feu.

Bien que l'utilisation du feu comme outil de travail soit délicate, les populations rurales l'utilisent à cause des moyens de travail rudimentaires. Le feu est dans beaucoup de cas un outil efficace et non coûteux pour des paysans vivant souvent dans la précarité.

Nous avons regroupé les feux en deux groupes (feux utilitaires et feux criminels) en fonction du but recherché dans leur utilisation. Toutefois, le concept feux utilitaires inclut ici les feux accidentels non contrôlés car il est difficile de faire la dichotomie entre les deux parce que les feux accidentels ne sont rien d'autres que des feux utilitaires non contrôlés. Les formes d'usages du feu sont multiples, mais nous allons en détailler quelques uns seulement.

5.3.3. Feux utilitaires

Les feux de défrichage : ils consistent à l'utilisation du feu dans le défrichage des espaces forestiers en vue de leur conversion en terres agricoles. Les plantes ligneuses sont coupées et laissées dans la parcelle avant d'être brûlées avec la végétation herbacée. Les cendres produites après la combustion des débris végétaux contribuent à fertiliser les sols, d'après les personnes interrogées. Le coût peu onéreux de cette technique et les propriétés de fertilisation que lui confèrent les cultivateurs font d'elle un des modes d'exploitation les plus répandus au Sénégal.

Régénération de pâturage sur brûlis : à la fin de la saison des pluies, le bétail profite de la disponibilité des ressources herbacées dans les zones de pâturages, des résidus de récoltes et de la végétation verdoyante dans les bas-fonds. Au cours de la saison sèche, avec la rareté de l'aliment de bétail, les bergers mettent le feu à la végétation herbacée en phase de sénescence et de lignification. Le passage du feu favorise la régénération de certaines espèces avec le développement de jeunes repousses bien appréciées par le bétail. Cette pratique est répandue dans les régions soudaniennes.

Récolte de gomme : il est répandu chez les récolteurs de gomme que plus le gommier « souffre » de la chaleur, plus il donne de gomme. Sous l'effet d'une « blessure » du gommier par un agent quelconque (les animaux, l'homme, les insectes) ou d'un stress notamment la chaleur du fait du feu, certains arbres sécrètent un liquide (exsudat) qui forme des boules qui se durcissent par la suite au contact de l'air.

Récolte de miel : les apiculteurs traditionnels utilisent le feu pour enfumer et chasser les abeilles de leurs ruches pour la récolte du miel. Cependant, les piqûres d'abeilles occasionnent des gestes incontrôlés qui sont à l'origine de feux de brousse qui détruisent de grandes quantités de biomasse végétale ainsi que la microfaune notamment les essaims d'abeilles.

Exploitation de charbon : les feux peuvent provenir des meules de charbon de bois (Fig. 28) mal surveillées. Cette activité est surtout pratiquée au Sud du pays en raison des importantes ressources ligneuses.



Figure 28. Meule de charbon de bois, près du village de Dioulacolon

5.3.4. Feux criminels

Ce sont des feux mis volontairement dans le but de nuire. C'est un moyen qu'utilisent souvent les populations pour des règlements de compte ou par vengeance. En effet, il arrive que les troupeaux de bétail investissent prématurément des champs dans lesquels les récoltes sont encore entreposées pour séchage et occasionnent ainsi leur destruction. En outre, certains villageois reprochent aux bergers transhumants d'épuiser les ressources en eau constituées souvent de marigots et de puits. En représailles, les populations mettent le feu dans les zones de pâturage pour chasser les transhumants et leurs troupeaux.

5.3.5. Statistiques sur les causes des feux de brousse

Les causes des incendies sont nombreuses à l'image de la diversité des activités humaines dans lesquelles le feu est utilisé. Globalement, les feux de défriche (24%), la récolte de miel (20%) et la régénération des pâturages sur brûlis (19%) sont cités comme les principales causes des feux de brousse dans les zones étudiées (Fig. 29).

A l'échelle locale, dans le village de Barkédji, les principales causes des incendies sont les feux de défriche (34%), les régénérations de pâturage sur brûlis (31%). Dans le village de Maka, les feux de défriche, les récoltes de miel et les régénérations de pâturage sont les causes les plus importantes avec des fréquences respectives de 34%, 33% et 31%. En revanche, dans le village de Dioulacolon, les récoltes de miel (35%) sont la principale cause

de feu selon les personnes interrogées, suivies des feux de défriche (32%) et des régénérations de pâturage (27%).

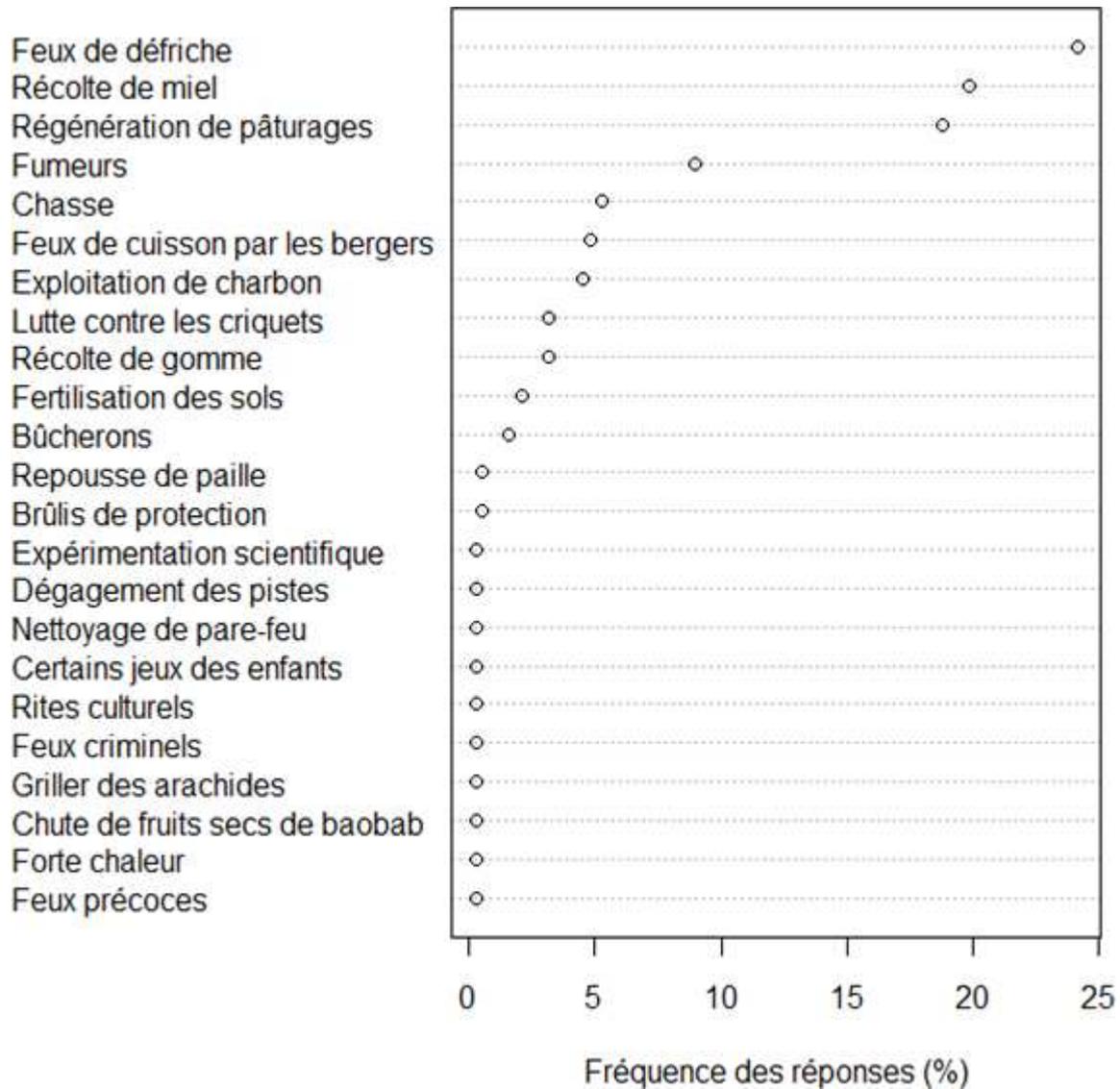


Figure 29. Causes des feux de brousse selon les personnes interrogées.

5.3.6. Stratégies préconisées par les populations pour la prévention des feux de brousse

Le dendrogramme coupé à une hauteur de 10 a fourni 3 classes ou groupes de personnes interrogées en fonction des solutions qu'elles ont proposées. Le nombre de groupes correspond au nombre de traits coupés par la droite horizontale (Fig. 29).

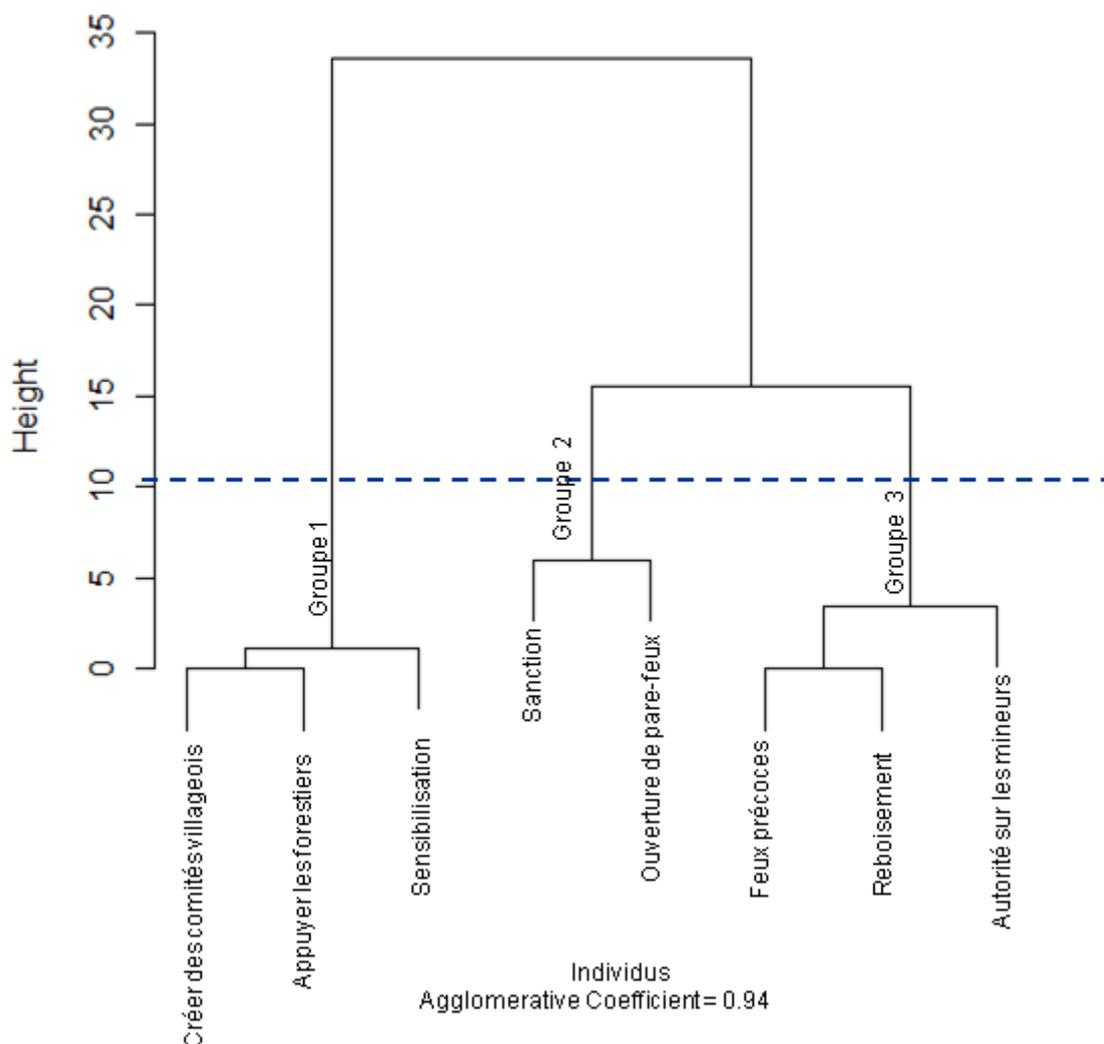


Figure 29. Solutions proposées par les populations pour la prévention des feux.

La plupart des personnes interrogées (groupe 1) préconise la sensibilisation, la création des comités villageois et l'appui aux services forestiers comme étant les solutions les plus efficaces pour prévenir les déclenchements de feu. La sensibilisation est la solution la plus citée. En effet, 25% des personnes interrogées considèrent que les populations ne sont pas conscientes de façon générale des méfaits des feux de brousse. La sensibilisation que l'on pourrait qualifier de lutte passive est faite au niveau des stations de radios communautaires bien écoutées dans les zones rurales. Outre les solutions citées par le groupe 1 qui représentent 70% des fréquences de réponse, les autres solutions proposées par le groupe 2 (24% des fréquences de réponse) et le groupe 3 (6%) sont consignées dans la Figure 29.

A l'échelle locale, les enquêtes montrent que les solutions les plus largement préconisées sont :

- la sensibilisation (52,5%) et les sanctions (20%) dans le village de Barkédji ;
- l'appui aux services forestiers (34%) et la création des comités villageois de lutte contre les feux de brousse (22%) dans le village de Maka ;
- l'ouverture de pare-feux (30%) et la sensibilisation (20%) dans le village de Dioulacolon.

Bien que, les solutions proposées par les populations au moment des entretiens soient nombreuses, nous n'avons constaté que quelques rares actions réalisées sur le terrain : feux précoces, organisation des populations en comité villageois de lutte contre les feux de brousse.

Les feux précoces sont pratiqués par les populations en concertation avec le service forestier le plus proche. Cette activité très répandue est menée au début de la saison sèche.

Dans plusieurs villages, les populations se sont organisées en comités villageois de lutte contre les feux de brousse. En effet, face à l'insuffisance des moyens matériel et financier, les services forestiers ont incité les villageois à s'organiser en comités de lutte. Cette organisation s'intègre parfaitement à la politique de décentralisation mise en œuvre au Sénégal et dans laquelle la gestion de l'environnement est devenue une compétence transférée aux communautés de base depuis 1996. Toutefois, les matériels rudimentaires fournis par les services forestiers aux comités villageois ne sont pas souvent appropriés pour la lutte contre les incendies. Cependant, en plus de la lutte active, les comités villageois combattent les feux par la sensibilisation des populations.

5.4. Discussion

Le Problème des études à caractère social, comme c'est le cas dans ce chapitre, réside dans la difficulté de contourner les biais liés aux attentes sociales, financières ou aux craintes venant des personnes interrogées. A titre d'exemple, le caractère sensible de certaines questions notamment sur les causes des incendies peut susciter des craintes chez les personnes interrogées et entraîner des rétentions d'information ou les pousser à rejeter la responsabilité des feux sur d'autres acteurs.

Pour pallier ces biais et recueillir des données fiables, nous avons adopté une démarche que l'on pourrait qualifier d'anticipative. En effet, en prélude à chaque entretien, nous prenions le temps d'expliquer le contexte de notre étude qui s'inscrit exclusivement dans le cadre de la réalisation d'une thèse de doctorat. Cette mise au point demeure importante car elle met à l'aise les personnes interrogées et permet de gagner leur confiance.

Au Sénégal, l'économie rurale est étroitement liée aux ressources naturelles, notamment végétales. Paradoxalement, chaque année, ce sont des milliers d'hectares de végétation qui disparaissent à cause des incendies d'origine principalement anthropique. Dès lors, on est tenté de se poser la même question qu'Eriksen (2007) : pourquoi les populations mettent-elles le feu ? Mais nos résultats montrent que les feux de brousse ne découlent pas d'une volonté délibérée de consumer les ressources végétales, mais sont le résultat de feux utilitaires mal contrôlés. Un résultat similaire est ressorti des travaux de Mbow *et al.*, (2000) menés dans l'Est du Sénégal. La précarité des populations rurales et les techniques culturelles et pastorales, encore archaïques, pérennisent l'usage du feu dans les systèmes agraires au Sénégal.

La prise en compte du risque d'incendie par les populations est basée essentiellement sur des connaissances empiriques de la végétation et du comportement des feux. Bien que les savoirs locaux dans ces domaines soient très développés, il reste que la complexité de ces questions requiert des connaissances plus précises.

Face à la rareté des moyens, les services forestiers mettent un accent particulier sur la prévention des feux de brousse. C'est pour cette raison que les services forestiers ont encouragé l'organisation des comités de lutte contre les feux de brousse. Bien que l'idée de la création de ces comités villageois soit novatrice, la nature de leur relation avec les services forestiers a été à l'origine de l'échec de certains d'entre eux. En effet, les services forestiers dans le but de motiver les comités villageois ont obtenu du Programme Alimentaire Mondial (PAM) des vivres qu'ils distribuent aux comités les plus actifs dans la lutte contre les feux. Paradoxalement, le fait que cette motivation soit orientée vers une activité consistant à éteindre le plus grand nombre de feux de brousse, a très vite introduit un biais dans le système. C'est ainsi que des forestiers interrogés reconnaissent que cette politique d'incitation a été détournée par certains comités villageois de son objectif premier de gestion ; les forestiers reprochant à ces comités de déclencher des incendies pour ensuite les éteindre afin d'être récompensés.

Cet exemple révèle la difficulté à faire adhérer les populations à des actions sans résultats immédiats ou aux conséquences peu spectaculaires. Elles sont rares les populations (souvent analphabètes) qui font la relation entre les conséquences à long terme des feux et les rendements agricoles, pastorales ou avec les services écosystémiques.

Les résultats présentés dans cette section découlent d'informations recueillies auprès des populations issues de trois villages. Bien que sur le plan socio-économique, les villages choisis traduisent globalement la réalité dans les régions éco-géographiques concernées, les résultats obtenus ne donnent qu'une idée sommaire de la perception de la population sur les feux de brousse. En effet, 34 personnes ont été interrogées par village, si cet échantillon est statistiquement acceptable (>30), il n'est pas forcément représentatif par rapport à la population totale de chaque village. Par conséquent, il est nécessaire d'approfondir ce travail par une augmentation de la taille des échantillons afin d'aboutir à des résultats encore plus solides.

5.5. Conclusion

Dans les écosystèmes de savane du Sénégal, les feux sont principalement d'origine anthropique. La prise en compte de la dimension humaine est donc indispensable pour l'efficacité des politiques de prévention et de lutte contre les feux de brousse. Bien que les populations rurales intègrent la dimension risque de feu avant d'entreprendre certaines activités, son évaluation est basée essentiellement sur des connaissances empiriques. Les causes des feux sont étroitement liées aux activités socio-économiques paysannes fortement marquées par un système d'exploitation dans lequel l'usage du feu occupe une place de choix. L'efficacité des politiques de gestion des feux passerait inéluctablement par l'amélioration des modes d'exploitation agricole et pastorale et par une meilleure sensibilisation des populations sur les impacts négatifs des feux à long terme sur leurs activités économiques.

Discussion et conclusion générales

Le feu est l'un des principaux facteurs structurants dans les écosystèmes de savane (Heinl *et al.*, 2007; Jacquin *et al.*, 2010) considérés par plusieurs auteurs comme étant les écosystèmes qui brûlent le plus (Hoffmann *et al.*, 2002; Mouillot and Field, 2005; van der Werf *et al.*, 2006). A cet égard, plusieurs travaux de recherche ont porté sur le phénomène des feux dans les savanes du monde particulièrement celles d'Australie. En Afrique, la recherche scientifique dans ce domaine est plus tournée sur les savanes d'Afrique australe notamment avec les projets de recherche SAFARI 92 et SAFARI 2000 (e.g. Lindsay *et al.*, 1996; Trollope *et al.*, 1996; Swap *et al.*, 2002; Hély *et al.*, 2003a; Alleaume *et al.*, 2005). En revanche, les travaux de recherche sont moins nombreux et moins diversifiés sur les savanes d'Afrique de l'ouest (Savadogo *et al.*, 2007b; Sow *et al.*, 2013).

Au Sénégal, l'ampleur des feux de brousse a poussé l'Etat à criminaliser le délit de feu de brousse. La Direction des Eaux et Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS) est responsable de la gestion des feux de brousse au Sénégal. Devant l'insuffisance des moyens matériels et humains, la DEFCCS utilise plusieurs méthodes notamment les feux précoces pour diminuer le nombre et l'intensité des feux de brousse. Cependant la pratique des feux précoces est l'objet de controverses (e.g. Mbow, 2000; Sonko, 2000) d'où la nécessité d'étudier les conditions dans lesquelles les feux précoces doivent être effectués (Mbow *et al.*, 2004) et par-delà étudier les risques de feu de brousse de façon générale.

L'objectif de ce travail est axé sur l'étude des facteurs biophysiques et anthropiques qui déterminent le risque de feu. Cette thèse s'est voulue une contribution à l'approfondissement des connaissances sur les principales composantes du risque de feu de brousse dans les savanes soudano-sahéliennes.

Dans le cadre cette étude, plusieurs méthodes sont utilisées dans la démarche méthodologique en raison de la nature de l'étude (étude environnementale) et de la complexité des facteurs qui interviennent dans l'estimation du risque de feu de brousse. La démarche méthodologique a reposé sur deux piliers essentiels :

- les travaux de terrain (notamment les mesures de la teneur en eau de la végétation, les brûlages dirigés et les enquêtes auprès des populations),

- l'utilisation de modèles statistique, semi-empirique et de la télédétection pour retrouver le plus précisément possible la réalité des paramètres biophysiques mesurés sur le terrain.

Les résultats obtenus montrent que les activités de feu sont plus intenses dans les savanes soudaniennes du Sud que sahéliennes situées au Nord du pays. La plupart des feux au Sénégal se déclenchent en début de saison sèche, entre octobre et janvier, période au cours de laquelle on enregistre les superficies brûlées les plus importantes. Ce résultat montre la difficulté de subdiviser la saison des feux en période de feux précoces et période de feux tardifs. En effet, la période d'octobre à janvier choisie par les forestiers et certaines populations pour la pratique des feux précoces en vue de prévenir les feux intenses, est la période pendant laquelle le maximum de superficie brûlée est noté. Mbow (2000) et Sonko (2000), dans le cadre de leurs travaux de recherche effectués au Parc National de Niokolo Koba dans le sud-est du Sénégal, montrent que les cas de feu dits précoces représentent plus de 80% des feux dans le parc et présentent des similitudes avec les feux tardifs tant en intensité qu'en amplitude. Dès lors, l'usage du terme "feux précoces" s'avère inapproprié pour désigner ce type de feux.

Cette thèse, résolument tournée vers les applications, met en évidence l'utilité des indices satellitaires de végétation (qui combinent des bandes du proche et du moyen infrarouge) dans l'estimation de la teneur en eau de la végétation. L'utilisation de la télédétection dans ce domaine est de plus en plus répandue dans les travaux de recherche particulièrement sur les écosystèmes situés dans les latitudes tempérées (Dauriac, 2004; Chuvieco *et al.*, 2009b) et en Amérique du Nord (Davidson *et al.*, 2006; Yilmaz *et al.*, 2008; Cheng *et al.*, 2006). L'originalité de notre travail est plus dans l'application de cette méthode dans les écosystèmes de savane jusque-là peu étudiés.

Des corrélations fortes sont trouvées entre certains indices, notamment le NDII_(6,2) et les teneurs en eau de la végétation herbacée mesurées sur le terrain et exprimées en EWT et FMC. Néanmoins, les indices satellitaires sont davantage corrélés à EWT qu'à FMC. L'aptitude de l'indice NDII à estimer la teneur en eau de la végétation a été démontrée dans plusieurs travaux de recherche (Dauriac, 2004; Chuvieco *et al.*, 2002; Cheng *et al.*, 2008). La possibilité d'estimer la teneur en eau de la végétation à partir de la télédétection est d'une

grande importance en raison de la difficulté de suivre régulièrement ce facteur décisif dans la prévision et la prévention des feux de brousse.

Toutefois, les résultats de l'estimation de la teneur en eau de la végétation herbacée par télédétection doivent être affinés davantage. En effet, cette estimation par télédétection est souvent délicate dans les savanes à cause de la complexité de ces écosystèmes, marqués par leur hétérogénéité du fait de la présence de plantes herbacées et ligneuses. Au regard de cette mixité, il est difficile de faire la part des réflectances issues des plantes herbacées ou ligneuses, au moment où les deux sont encore vertes. Dès lors, il serait utile d'approfondir ce point de recherche afin de proposer un seuil de couverture ligneuse au-delà duquel, l'utilisation de la télédétection pour l'estimation de la teneur en eau de la végétation herbacée n'est pas suggérée.

La contribution la plus novatrice de cette recherche reste la détermination des conditions de risque de départ du feu et le comportement des feux, tant les informations précises sur ces aspects sont rares sur les écosystèmes étudiés (Mbow *et al.*, 2004). A cet égard, nous avons procédé à des brûlages sur le terrain et abouti à la conclusion que la teneur en eau du combustible et l'humidité relative de l'air déterminent significativement les probabilités d'ignition du feu. En outre, cette thèse produit des informations sur les différentes composantes du comportement du feu. Aussi, dans l'optique d'une application future des résultats obtenus, nous avons proposé des équations et des nomogrammes pour la prédiction des probabilités d'ignition et des composantes du comportement des feux. Globalement les résultats obtenus corroborent ceux trouvés dans les savanes soudanaises d'Afrique de l'ouest (Savadogo *et al.*, 2007b). Une comparaison de nos résultats avec d'autres issus d'études menées dans les savanes d'Afrique australe (Stocks *et al.* 1996; Gambiza *et al.* 2005) montrent que les vitesses de propagation du feu sont relativement comparables, avec cependant des charges de combustible (en moyenne 94 gm^{-2}) légèrement plus faibles que celles fournies par des auteurs comme van Wilgen et Scholes (1997), Hély *et al.* (2003a) et qui sont de l'ordre de $200 \text{ à } 250 \text{ gm}^{-2}$ pour qu'un feu puisse se propager dans les savanes d'Afrique australe. Les intensités de feu ont atteint 919 kWm^{-1} et le combustible consommé jusqu'à 100% dans plusieurs parcelles mises à feu à la fin de nos travaux de terrain. En définitive, au regard des résultats obtenus sur cette partie du travail, on comprend pourquoi le maximum des cas de feu et les superficies les plus importantes soient enregistrés au début de la saison sèche. En effet, un mois après la fin des pluies, une bonne partie de la végétation

herbacée (le combustible) est sèche et les charges de combustible sont importantes donnant ainsi les conditions (partielles) adéquates d'ignition et de propagation du feu. Dès lors, il peut être problématique d'utiliser le terme « feux précoces » pour désigner des feux dont leur intensité et leur sévérité sont comparables à celles des feux tardifs.

Bien que certains auteurs notamment Laris et Wardell (2006) émettent des réserves sur les méthodes utilisées dans les brûlages dirigés expérimentaux, plusieurs précautions ont été prises par rapport aux conditions d'expérimentation, aux périodes de mise à feu et à l'homogénéité des parcelles, pour aboutir à des résultats proches de la réalité.

Par ailleurs, les simulations de feu avec BehavePlus ont donné des résultats prometteurs pour la prédiction de la propagation des feux. Ces résultats sont fiables dans la mesure où le calibrage des modèles de combustible et la validation des simulations s'appuient sur des données de terrain. Toutefois, des progrès doivent être faits dans la calibration de BehavePlus pour une meilleure prédiction des intensités de feu dans les écosystèmes étudiés.

Bien que la composante biophysique soit importante dans le processus de départ et de propagation des feux de brousse, ces derniers sont essentiellement d'origine anthropique dans les écosystèmes étudiés (Mbow *et al.*, 2000; Laris, 2005; Savadogo *et al.*, 2007b; Sow *et al.*, 2013). A cet égard, la prise en compte de la dimension humaine est primordiale dans l'étude des risques d'incendie. Cependant, cette dimension reste difficile à cerner à la hauteur de la complexité de l'être humain et de la difficulté de cerner la relation entre les comportements humains et les risques de départ des feux (Eriksen, 2007). En effet, la quasi-totalité des personnes interrogées au cours de nos travaux de terrain déclare être consciente des méfaits des feux. Cependant, les événements de feu du fait des activités anthropiques restent toujours récurrents. Toutefois, une diminution des cas de feu pourrait passer par une modernisation des modes d'exploitation agropastoraux dans lesquels l'usage du feu est encore très important. Cela nécessite, en plus du Ministère de l'environnement, l'implication d'autres Ministères notamment ceux de l'agriculture et l'élevage.

Bien que, les résultats de nos enquêtes donnent une idée globale de l'implication humaine dans le départ des feux de brousse, la taille limitée de notre échantillon (102 personnes interrogées) impose la prudence dans l'interprétation des résultats notamment sur une perspective de leur généralisation à l'échelle nationale.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse, notamment sur le suivi de la teneur en eau par télédétection et les analyses de risque de départ et de comportement du feu par expérimentation et modélisation sont des avancées significatives dans la compréhension des paramètres fondamentaux pour la prévision et la prévention des feux de brousse. Toutefois, ces résultats devraient être affinés davantage pour leur utilisation future dans le cadre d'un outil pratique de prévision et de prévention des feux de brousse, étape que nous envisageons dans un proche avenir.

Références bibliographiques

- Akpo, L.E., Banoin, M., Grouzis, M., 2003. Effet de l'arbre sur la production et la qualité fourragères de la végétation herbacée : bilan pastoral en milieu sahélien. *Revue Méd. Vét.*, 154, 619-628.
- Akpo, L.E., Masse, D., Grouzis, M., 2002. Durée de jachère et valeur pastorale de la végétation herbacée en zone soudanienne au Sénégal. *Revue Élev. Méd. vét. Pays trop.* 55, 275-283.
- Alleaume. S, Hély. C, Leroux. J, Korontzi. S, Swap. R. J, Shugart. H. H, Justice. C.O, 2005. Using MODIS to evaluate heterogeneity of biomass burning in southern African savannahs: a case study in Etosha. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4219-4237.
- Alonso, M., Camarasa, A., Chuvieco, E., Cocero, D., Iksu, A.K., Martin, M.P., Salas, F.J., 1996. Estimating temporal dynamics of fuel moisture content of Mediterranean species from NOAA-AVHRR data. *Earsel Advances in Remote Sensing*, 4, 9-24.
- Ancey, V., 1996. Trajectoires pastorales et politiques économiques de l'élevage: Eleveurs transhumants dans le nord de la Côte d'Ivoire. In. Paris: Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales.
- André, D., Müller, A., 2008. Le ferlo des feux de brousse ou l'expérience du PAPF en matière de lutte contre les feux de brousse. *Projet Autopromotion Pastorale dans le Ferlo*, Dakar, 29 p.
- Andreae, M.O., 1991. Biomass burning: its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. In: *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, eds. J S Levine, Cambridge, MA: MIT Press, pp. 1-21.
- Andrews, P.L., 2008. *BehavePlus Fire Modeling System: past, Present, and Future*. US Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula, Montana, 13p.
- Andrews, P.L., 2009. *BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Variables*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula, Montana, 111 p.
- Archibald, S., Nickless, A., Scholes, R.J., Schulze, R., 2010a. Methods to determine the impact of rainfall on fuels and burned area in southern African savannas. *International Journal of Wildland Fire* 19, 774-782.

- Archibald, S., Scholes, R.J., Roy, D.P., Roberts, G., Boschetti, L., 2010b. Southern African fire regimes as revealed by remote sensing. *International Journal of Wildland Fire* 19, 861-878.
- Atjay GL., Ketner P., Duvigneaud, P., 1987. Terrestrial primary production and phytomass. In: Bolin B, Ed. *The global carbon cycle*. New York: Wiley. pp 129–81.
- Aubreville, A., 1957. Accord à Yamgambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et Forêts des Tropiques* 51, 23-27.
- Ba, A.T., Noba, K., 2001. Flore et biodiversité végétale au Sénégal. *Science et changements planétaires / Sécheresse* 2, 149-155.
- Bacour, C., 2001. Contribution à la détermination des paramètres biophysiques des couverts végétaux par inversion de modèles de réflectances: analyses de sensibilité comparatives et configuration optimales. Thèse de Doctorat, Université Paris 7, Paris, 228 p.
- Bannari, A.; Asalhi, H. Sensitivity Analysis of Spectral Indices to Ozone Absorption Using Physical Simulations in a Forest Environment: Comparative Study between MODIS, SPOT VÉGÉTATION & AVHRR. Available online: <http://www.isprs.org/proceedings/XXXV/congress/comm7/papers/157.pdf> (accessed on 6 May 2013).
- Bellemare, L., 2000. Un modèle multiphasique de prédiction du comportement d'un feu de végétation. Thèse de doctorat, Université de Provence, Aix-Marseille, France, 142 p.
- Benhadj, I., 2008. Observation spatiale de l'irrigation d'agrosystèmes semi-arides et Gestion durable de la ressource en eau en plaine de Marrakech. Thèse de Doctorat, Université Toulouse III - Paul Sabatier, Toulouse, 296 p.
- Berhaut, J., 1967. Flore du Sénégal. 2^{ème} édition. Dakar: édition Clairafrique, 485 p.
- Bews, J. W., 1917. The plant succession in the thorn veld. *South African Association for the Advancement of Science* 14, 153–172.
- Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A.A., 2009. MODIS Collection 5 Burned Area Product - MCD45. User's Guide Version 2.0., http://modis-fire.umd.edu/Documents/MODIS_Burned_Area_User_Guide_2.0.pdf. (Dernière visite sur le site octobre 2011).

- Boutonnet J-P., Griffon M., Viallet D., 2001. Compétitivité des productions animales en Afrique subsaharienne et à Madagascar. In DGCID (Ed.), Paris: MAE; 191 p.
- Brustet, J.M., Vickos, J.-B., Fontan, J., Podaire, A., Levenu, F., 1991. Characterisation of active fires in West African savannas by analysis of satellite data: Landsat Thematic Mapper. In: Global Biomass Burning. eds. J. Levine, Cambridge MIT Press, pp. 47-52.
- Burgan, R.E., 1996. Use of remotely sensed data for fire danger estimation. *EARSel Advances in Remote Sensing* 4, 1-8.
- Burgan, R.E., Hartford, R.A., 1997. Live vegetation moisture calculated from NDVI and used in fire danger rating. In: 13th Conference on Fire and Forest Met., Lorne. J. Greenlee (Ed.), Fairfield, Washington: IAWF.
- Burgan, R.E., Rothermel, R.C., 1984. BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system--FUEL subsystem. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 126 p.
- Byram, G.M., 1959. Combustion of forest fuels. In: *Forest Fire: Control and Use*. Eds. Brown, A.A. & Davis, K.P., New York: McGraw-Hill, pp. 61-89.
- Ceccato, P., 2001. Estimation of vegetation water content using remote sensing for the assessment of fire risk occurrence and burning efficiency. PhD, University of Greenwich, 152 p.
- Ceccato, P., Flasse, S., Grégoire, J.-M., 2002a. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data Part 2. Validation and applications. *Remote Sensing of Environment*, 82, 198-207.
- Ceccato, P., Flasse, S., Tarantola, S., Jacquemoud, S., Grégoire, J.-M., 2001. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77, 22-33.
- Ceccato, P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B., Tarantola, S., 2002b. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*, 82, 188-197.

- Cerling, T.E., Harris, J.M., MacFadden, B.J., Bruce, J.M., Meave, G. L., Jay, Q., Vera, E., James, R. E., 1997. Global vegetation change through the Miocene/Pliocene boundary. *Nature* 389, 153–158.
- Cheng, Y.-B., Ustin, S.L., Riaño, D., Vanderbilt, V.C., 2008. Water content estimation from hyperspectral images and MODIS indexes in Southeastern Arizona. *Remote Sensing of Environment*, 112, 363-374.
- Cheng, Y.-B., Wharton, S., Ustin, S.L., Zarco-Tejada, P.J., Falk, M., U, K.T.P., 2007. Relationships between Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer water indexes and tower flux data in an old-growth conifer forest. *Journal of Applied Remote Sensing*, 1, 1-26.
- Cheng, Y.-B., Zarco-Tejada, P.J., Riaño, D., Rueda, C.A., Ustin, S.L., 2006. Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: Relationships between AVIRIS and MODIS indexes. *Remote Sensing of Environment* 105, 354-366.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., Riva, J.d.l., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A., Zamora, R., 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* 221, 46-58.
- Chuvieco, E., González, I., Verdù, F., Aguado, I., 2009a. Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Wildland Fire* 18, 430-441.
- Chuvieco, E., Wagtenonk, J., Riaño, D., Yebra, M., Ustin, S.L., 2009b. Estimation of fuel conditions for fire danger assessment. In: *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. Berlin Heidelberg, pp. 83-96.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Dimitrakopoulos, A.P., 2004a. Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 2284-2293.
- Chuvieco, E., Cocero, D., Aguado, I., Palacios, A., Prado, E., 2004b. Improving burning efficiency estimates through satellite assessment of fuel moisture content. *Journal of Geophysical Research* 109, 1-8.

- Chuvieco, E., Cocero, D., Riaño, D., Martín, P., Martín-Vega, J., de La Riva, J., Pérez, F., 2004c. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment* 92, 322–331.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Aguado, I., Cocero, D., 2002. Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: Applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing* 23, 2145-2162.
- Chuvieco, E., Deshayes, M., Stach, N., Cocero, D., Riaño, D., 1999. Short-term fire risk: foliage moisture content estimation from satellite data. In: *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean Basin*. E.Chuvieco (Ed.), Berlin, pp. 17-38.
- Cole, M. M., 1982. The influence of soils, geomorphology and geology on the distribution of plant communities in savanna ecosystems. In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds), *Ecology of tropical savannas*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 145–175.
- Collectif, 2007. *Atlas du Sénégal*. Les éditions Jeune-Afrique. 135 p.
- Cornillon, P.-A., Guyader, A., Husson, F., Jégou, N., Josse, J., Kloareg, M., Matzner-Løber, E., Rouvière, L., 2008. *Statistiques avec R*, Presses Universitaires De Rennes, 257 p.
- CSE, 2009. *Suivi des feux de brousse au Sénégal (2008-2009)*. Rapport d'activités, 14 p.
- Danson, F.M., Bowyer, P., 2004. Estimating live fuel moisture content from remotely sensed reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 92, 309-321.
- Dasgupta, S., Qu, J.J., Hao, X., Bhoi, S., 2007. Evaluating remotely sensed live fuel moisture estimations for fire behavior predictions in Georgia, USA. *Remote Sensing of Environment*, 108, 138-150.
- Dauriac, F., 2004. *Suivi multi-échelle par télédétection et spectroscopie de l'état hydrique de la végétation méditerranéenne pour la prévention du risque de feu de forêt*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF), Centre de Montpellier, 221 p.
- Davidson, A., Wang, S., Wilmshurst, J., 2006. Remote sensing of grassland-shrubland vegetation water content in the shortwave domain. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf* 8, 225–236.

- Dayamba, S.D., Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D., Oden, P.C., 2010. Fire temperature and residence time during dry season burning in a Sudanian savanna-woodland of West Africa with implication for seed germination. *Journal of Forestry Research* 21, 445-450.
- Delmas, R.A., Loudjani, P., Podaire, A., Menaut, J.C., 1991. Biomass burning in Africa: an assessment of annually burned biomass. In: Levine, J.S. (Ed.), *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. Cambridge, MA: The MIT Press. pp. 126–132.
- DEFCCS, 2009. Rapport annuel des activités, 24 p.
- Devineau, J.-L., Fournier, A., Nignan, S., 2010. Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *Journal of Arid Environments* 74, 1092-1101.
- Diallo, I., 1998. Le droit de l'environnement au Sénégal (le droit, la forêt et les populations rurales : vers un compromis entre le droit forestier étatique et le droit de la pratique). Mémoire de DEA. Université de Paris Panthéon Sorbonne, France, 39 p.
- Dwyer, E., Pinnock, S., Grégoire, J-M., Pereira, J.M.C., 2000. Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *International Journal of Remote Sensing* 21, 1289–1302.
- Eriksen, C., 2007. Why do they burn the 'bush'? Fire, rural livelihoods, and conservation in Zambia. *The Geographical Journal* 173, 242-256.
- Eva, H., Lambin, E.F., 1998. Remote Sensing of Biomass Burning in Tropical Regions: Sampling Issues and Multisensor Approach. *Remote Sensing of Environment* 64, 292-315.
- Fall, A., Fortin, M.-J., Kneeshaw, D.D., Yamasaki, S.H., Messier, C., Bouthillier, L., Smyth, C., 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 310-322.
- Faye, P., 2006. Pour une gestion décentralisée et démocratique des ressources forestières au Sénégal. CODESRIA, Dakar, 48 p.

- FAO, 2007. Fire management – global assessment 2006. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Forestry Paper 151. (Rome).
- Fensholt, R., Huber, S., Proud, S.R., Mbow, C., 2010. Detecting Canopy Water Status Using Shortwave Infrared Reflectance Data From Polar Orbiting and Geostationary Platforms. *Ieee J-Stars* 3, 271-285.
- Fensholt, R., Sandholt, I., 2003. Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sensing of Environment* 87, 111-121.
- Flannigan, M., Stocks, B., Turetsky, M., Wotton, M., 2009. Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology* 15, 549–560.
- Furley, P.A., Rees, R.M., Ryan, C.M., Saiz, G., 2008. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. *Progress in Physical Geography* 32, 611-634.
- Gambiza, J., Campbell, B.M., Moe, S.R., Frost, P.G.H., 2005. Fire Behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science* 101, 239-244.
- Gao, B.-C., 1996. NDWI-A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58, 322-331.
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B., Bergeron, Y., Drapeau, P., 2001. Les perturbations naturelles et les diversités écosystémiques. *Le Naturaliste Canadien* 125, 10-17.
- GGAOF, 1954. Décret du 12 avril 1954 autorisant ‘à titre préventif’ les ‘feux précoces’ dans les zones guinéennes et soudaniennes.
- GGAOF, 1955. Décret no. 55.582 du 20 mai 1955 portant autorisation d’utiliser le feu pour le débroussaillage et le renouvellement du pâturage.
- GIEC, 2007. Bilan 2007 des Changements climatiques: Rapport de synthèse. In: OMM. Ed. PNUE, Nations Unies, 103 p.

- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C.O., Kaufman, Y., 2003. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote sensing of environment* 87, 273-282.
- Girard, M.C., Girard, C., 1999. *Traitement de données de télédétection*. Paris, Edition Dunod, ISBN 2-1000-4185-1, 529 p.
- Giroud, F., 1997. *Contribution à la modélisation de la propagation des feux: approche multiphasique des feux de forêt. Développement d'un feu de propergol en milieu semi-confiné*. Thèse de doctorat Sciences, Université d'Aix – Marseille 1, France, 196 p.
- Gitelson, A.A., Kaufman, Y.J., Stark, R., Rundquist, D., 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment* 80, 76-87.
- Goetz, S.J., 1997. Multisensor analysis of NDVI, surface temperature and biophysical variables at a mixed grassland site. *International Journal of Remote Sensing* 18, 71-94.
- Guyot, G., Guyon, D., Riom, J., 1989. Factors affecting the spectral responses of forest canopies : A review. *Geocarto International* 3, 3-17.
- Hardisky, M.A., Klemas, V., Smart, R.M., 1983. The influences of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49, 77-83.
- Heinl, M., Frost, P., Vanderpost, C., Sliva, J., 2007. Fire activity on drylands and floodplains in the southern Okavango Delta, Botswana. *Journal of Arid Environments* 68, 77-87.
- Hély, C., Alleaume, S., 2006. Fire regimes in dryland landscapes. In: *Dryland Ecohydrology*. Eds. D'odorico, P., Porporato, A., pp 283-301.
- Hély, C., Alleaume, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2003a. SAFARI- 2000 characterization of fuels, fire behavior, combustion completeness, and emission from experimental burns in infertile grass savannas in western Zambia. *Journal of Arid Environments* 54, 381-394.
- Hély, C., Caylor, K.K., Dowty, P., Alleaume, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2007. A Temporally Explicit Production Efficiency Model for Fuel Load Allocation in Southern Africa. *Ecosystems* 10, 1116-1132.

- Hély, C., Dowty, P.R., Alleaume, S., Caylor, K.K., Korontzi, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2003b. Regional fuel load for two climatically contrasting years in southern Africa. *Journal of Geophysical Research* 108, 17 p.
- Hély, C., Flannigan, M., Bergeron, Y., 2003c. Modeling Tree Mortality Following Wildfire in the Southeastern Canadian Mixed-Wood Boreal Forest. *Forest Science* 49, 566-576.
- Hessas, N., 2005. Evaluation cartographique et évolution diachronique par télédétection du risque incendie de forêt. Simulation de la propagation du feu dans le bassin versant du paillon, Nice, Alpes-Maritimes. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble I-Joseph Fourier, Grenoble, 408 p.
- Higuchi, A., 2005. Integrated use of vegetation indices and surface temperature space obtained from Earth observation satellite dataset, *Water and Carbon Cycles in Terrestrial Ecosystems- The textbook for fifteenth IHP training course*, pp. 111-134.
- Hoffmann, W.A., Schroeder, W., Jackson, R.B., 2002. Positive feedbacks of fire, climate, and vegetation and the conversion of tropical savanna. *Geophysical Research Letters* 29, 2052, doi:10.1029/2002GL015424.
- Houborg, R., Soegaard, H., Boegh, E., 2007. Combining vegetation index and model inversion methods for the extraction of key vegetation biophysical parameters using Terra and Aqua MODIS reflectance data. *Remote Sensing of Environment* 106, 39-58.
- Hunt Jr, R.E., Rock, R.N., 1989. Detection of changes in leaf water content using near-and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30, 43-54.
- Ibanez, T., Borgniet, L., Mangeas, M., Gaucherel, C., Géaux, H., Hély, C., 2013. Rainforest and savanna landscape dynamics in New Caledonia: Towards a mosaic of stable rainforest and savanna states? *Austral Ecology* 38, 33-45.
- Illera, P., Fernandez, A., Delgado, J.A., 1996. Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *International Journal of Remote Sensing* 17, 1093-1105.

- Jackson, T.J., Chen, D., Cosh, M., Li, F., Anderson, M., Walthall, C., Doriaswamy, P., Hunt, E.R., 2004. Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote Sensing of Environment* 92, 475-482.
- Jacobs, B. F., 2004. Palaeobotanical studies from tropical Africa: relevance to the evolution of forest, woodland and savannah biomes. *The Royal Society* 359, 1573-1583.
- Jacquin, A., Sheeren, D., Lacombe, J.-P., 2010. Vegetation cover degradation assessment in Madagascar savanna based on trend analysis of MODIS NDVI time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12, S3-S10.
- Justice, C.O., Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., I, I.C., Morisette, J., Kaufman, Y., 2006. MODIS Fire Products: Algorithm Technical Background Document. Version 2.3.
- Kana, C.E., Etouna, J.E., 2006. Apport de trois méthodes de détection des surfaces brûlées par imagerie Landsat ETM+ : application au contact forêt- savane du Cameroun. *European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage*, article 357. Consulté le 26 juin 2012 sur le site: <http://cybergeog.revues.org/2711>.
- Langaas, S., 1992. Temporal and Spatial Distribution of Savanna Fires in Senegal and the Gambia, West Africa, 1989-90, Derived From Multi-Temporal AVHRR Night Images. *International Journal of Wildland Fire* 2, 21-36.
- Langaas, S., 1995a. Introduction. Night-time observations of West-African bushfires from space. In: *Studies on methods and applications of thermal NOAA AVHRR satellite data from Senegal and the Gambia*. Dissertation for the degree of doctor scientiarum. Ed. Langaas, S., Edsbruk, Akademityck AB, pp. 1-20.
- Langaas, S., 1995b. Some experiences in quantification of savannah fire activity from Senegambia. Night-time observations of West-African bushfires from space. In: *Studies on methods and applications of thermal NOAA AVHRR satellite data from Senegal and Gambia*. Dissertation for the degree of doctor scientiarum. Ed. Langaas, S., Edsbruck, Akademityck, AB, pp. 1-31.
- Larcher, W., 1995. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*, 3rd ed.; Springer: New York, NY, USA; 528 p.

- Laris, P., Wardell, D.A., 2006. Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *The Geographical Journal*, 172, 271-290.
- Laris, P.S., 2005. Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote Sensing of Environment* 99, 412-424.
- Lebrun, J.P., 1973. Enumération des plantes vasculaires du Sénégal. *Étude Botanique N° 2*. Maisons-Alfort : IEMVT; 209 p.
- Lehsten, V., Harmand, P., Palumbo, I., Arneth, A., 2010. Modelling burned area in Africa. *Biogeosciences* 7, 3199-3214.
- Lindesay, J.A., Andreae, M.O., Goldammer, J.G., Harris, G., Annegarn, H.J., Garstang, M., Scholes, R.J., van Wilgen, B.W., 1996. International Geosphere–Biosphere Programme/ International Global Atmospheric Chemistry SAFARI-92 field experiment: background and overview. *Journal of Geophysical Research* 101, 23521-23530.
- Lyon, J.G., Yuan, D., Lunetta, R.S., Elvidg, C.D., 1998. A Change Detection Experiment Using Vegetation Indices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 64, 143-150.
- Mahamane, A., Saadou, M., 2008. Méthodes d'étude et d'analyse de la flore et de la végétation tropicale. Actes de l'atelier sur l'harmonisation des méthodes Niamey du 4 au 9 août 2008, ed. Sustainable Use of Natural vegetation in West Africa Niamey, 70 p.
- Maki, M., Ishiahra, M., Tamura, M., 2004. Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 90, 441-450.
- Marlon, J. R., Bartlein, P. J., Carcaillet, C., Gavin, D. G., Harrison, S. P., Higuera, P. E., Joos, F., Power, M. J., Prentice, I. C., 2008. Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia. *Nature Geoscience* 1, 697-702.
- Mbatha, K.R., Ward, D., 2010. The effects of grazing, fire, nitrogen and water availability on nutritional quality of grass in semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Arid Environments* 74, 1294-1301.

- Mbow, C., 1997. Méthodologie d'identification et de cartographie des feux de brousse par télédétection, utilisation des images satellitaires NOAA – AVHRR et Landsat. Mémoire de DEA, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 81 p.
- Mbow, C., 2000. Etude des caractéristiques spatio-temporelles des feux de brousse et de leur relation avec la végétation dans le Parc National de Niokolo koba (sud-est du Sénégal). Thèse de Doctorat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 120 p.
- Mbow, C., 2005. Utilisation des données basse et moyenne résolution pour le suivi des feux de brousse et l'analyse des risques d'incendie (MODIS, Spot 4- végétation). Journal des sciences pour l'ingénieur, ESP/UCAD, Presse universitaire de Dakar, N°5, pp. 67-77.
- Mbow, C., Goïta, K., Bénié, G.B., 2004. Spectral indices and fire behavior simulation for fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 91, 1-13.
- Mbow, C., Nielsen, T., Rasmussen, K., 2000. Savanna Fires in East-Central Senegal: Distribution Patterns, Resource Management and Perceptions. *Human Ecology* 28, 561-583.
- Mbow, C., Rasmussen, K., Nielsen, T.T., Sambou, B., Wardell, D.A., 2006. Bush fires impacts and implications in West African Savanna ecosystems. In *Natural Resource Management in Sahel-Lessons Learnt Proceedings of the 17th Danish Sahel Workshop, 6-7 November 2006*. Mille Møllegaard, Research Network for Environment and Development (ReNED), (Ed.), Copenhagen, pp. 24-36.
- Mbow, C., Sambou, B., Ba, A.T., Goudiaby, A., 2003. Vegetation and fire readiness in main morphological units of Niokolo Koba National Park (Southeast Senegal). *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geograohy* 103, 55-62.
- Ministère de l'Agriculture, 1996. Plan d'action foncier du Sénégal. Dakar, 121p.
- Ministère de l'Environnement, 1998. Code forestier 1998. Dakar, 39 p
- Ministère de l'Environnement, 2006. Politique forestière du Sénégal 2005-2025. Dakar, 105 p.
- Monserud, R.A., Leemans, R., 1992. Comparing global vegetation maps with the kappa statistic. *Ecological Modelling* 62, 275-293.

- Morgan, P., Hardy, C.C., Swetnam, T.W., Rollins, M.G., Long, D.G., 2001. Mapping fire regimes across time and space: Understanding coarse and fine-scale fire patterns. *International Journal of Wildland Fire* 10, 329-342.
- Mouillot, F., Field, C.B., 2005. Fire history and the global carbon budget: a $1^\circ \times 1^\circ$ fire history reconstruction for the 20th century. *Global Change Biology* 11, 398-420.
- Mulqueeny, C.M., Goodman, P.S., O'Connor, T.G., 2011. Determinants of inter-annual variation in the area burnt in a semiarid African savanna. *International Journal of Wildland Fire* 20, 532-539.
- N'Datchoh, E.T., Konaré, A., Diedhiou, A., Assamoi, P., 2012. Effects of climate variability on Savannah fire regimes in West Africa. *Earth System Dynamics Discussions* 3, 1021-1053.
- Ndiaye, A., 1997. Les paramètres de l'environnement et la pluviogénèse à travers un système d'information géographique. Application à l'hivernage 1990 au Sénégal. Thèse de Doctorat. Université de PARIS I PANTHEON-SORBONNE, Paris, 326 p.
- Nelson, R.M., 2001. Water relations in forest fuels. In: *Forest fires: behavior and ecological effects*. Eds. Johnson, E.A., Miyanishi, K. Academic Press, San Francisco, CA, pp. 79-143.
- Nielsen, T.T., Mbow, C., Kane, R., 2002. A statistical methodology for burned area estimation using multitemporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* 23, 1181-1196.
- Nielsen, T.T., Rasmussen, K., Mbow, C., Touré, A., 2003. The fire regime of Senegal and its determinants. *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geograohy* 103, 43-53.
- Paltridge, G.W., Barber, J., 1988. Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment* 25, 381-394.
- Penman, T.D., Christie, F.J., Andersen, A.N., Bradstock, R.A., Cary, G.J., Henderson, M.K., Price, O., Tran, C., Wardel, G.M., Williams, R.J., York, A., 2011. Prescribed burning: how can it work to conserve the things we value? *International Journal of Wildland Fire* 20, 721-733.
- Peterson, S.H., Moritz, M.A., Marco E Morais, Dennison, P.E., Carlson, J.M., 2011. Modelling long-term fire regimes of southern California shrublands. *International Journal of Wildland Fire* 20, 1-16.

- Prosper-Laget, V., Douguédroit, A., Guinot, J.P., 1995. Mapping the risk of forest fire occurrence using NOAA satellite information. *Earsel Advances in Remote Sensing* 4, 30-38.
- R Development Core Team, 2007. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>, (Date de la dernière visite sur le site: 07 novembre 2011).
- Ribot, J.C., 2001. Historique de la gestion forestière en Afrique de l'Ouest. Ou: Comment la « science » exclut les paysans. Dakar. IIED. Dossier 104, 16 p.
- Roberts, D.A., Green, R.O., Adams, J.B., 1997. Temporal and spatial patterns in vegetation and atmospheric properties from AVIRIS. *Remote Sensing of Environment* 62, 223-240.
- Rouse, J.W., Hass, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1973. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In Proceedings of the third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Greenbelt, MD, USA, 10–14 December 1973; NASA SP-351, pp. 309-317.
- Roy, D.P., Boschetti, L., 2009. Southern Africa Validation of the MODIS, L3JRC, and GlobCarbon Burned-Area Products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 47, 1032-1044.
- 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 Sensing of Environment* 112, 3690-3707.
- Roy, D.P., Landmann, T., 2005. Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. *International Journal of Remote Sensing* 26, 4197-4218.
- Roy, D.P., Y, Y.J., Lewis, P.E., Justice, C.O., 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote sensing of environment* 97, 137-162.
- Sagna, P., 2005. Dynamisme du climat et de son évolution dans la partie ouest de l'Afrique occidentale, Tome II. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, pp. 272-318.

- Sambou, B., 2004. Evaluation de l'état, de la dynamique et des tendances évolutives de la flore et de la végétation ligneuses dans les domaines soudanien et sub-guinéen au Sénégal. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 241 p.
- Sandholt, I., Rasmussen, K., Andersen, J., 2002. A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote Sensing of Environment* 79, 213-224.
- Saporta, G., 2006. Probabilités, Analyse des données et Statistiques. 2ème édition révisée et augmentée. Editions Technip, 622 p.
- Savadogo, P., Sawadogo, L., Tiveau, D., 2007a. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 80-92.
- Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D., Tigabu, M., Odén, P.C., 2007b. Fuel and fire characteristics in savanna - woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *International Journal of Wildland Fire* 16, 531-539.
- Scherrer, B., 2007. Biostatistique. Les éditions de la Chenelière inc, Montréal , 816 p.
- Scholes, R. J., Walker, B. H., 1993. *An African Savanna: synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Scholes, R. J., Archer, S. R., 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 517-544.
- Schultz, M.G., Heil, A., Hoelzemann, J.J., Spessa, A., Thonicke, K., Goldammer, J.G., Held, A.C., Pereira, J.M.C., van het Bolscher, M., 2008. Global wildland fire emissions from 1960 to 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22, 1-17.
- Schwartz, D., Elenga, H., Vincens, A., Bertaux, J., Mariotti, A., Achoundong, G., Alexandre, A., Belingard, C., Girardin, C., Guillet, B., Maley, J., de Namur, C., Reynaud-Farrera, I., Youta Hapi, J., 2000. Origine et évolution des savanes des marges forestières en Afrique centrale atlantique (Cameroun, Gabon, Congo). Approche aux échelles millénaires et séculaires. In *Actes du Symposium "Dynamique à long terme des écosystèmes forestiers intertropicaux,"* Bondy, mars 1996, collection Colloques et Séminaires, ORSTOM ed. ISBN 92-3-203753-X. pp. 325-338.

- Sène, I.M., 2007. Impacts des changements climatiques sur l'agriculture au Sénégal ; dynamiques climatiques, économiques, adaptations, modélisation du bilan hydrique de l'arachide et du mil. Thèse de Doctorat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 286 p.
- Serrano, L., Ustin, S.L., Roberts, D.A., Gamon, J.A., Peñuelas, J., 2000. Deriving water content of chaparral vegetation from AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*, 74, 570-581.
- Sere, C., 1994. Characterisation and quantification of livestock production systems. In *FAO/OPHD (Ed.)*. Rome: FAO.
- Sonko, I., 2000. Etude des effets de différents régimes de feux sur la dynamique de la flore et de la végétation ligneuse des plateaux du parc national de Niokolo Koba (sud-est du Sénégal). Thèse de Doctorat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 124 p.
- Soudani, K., 2005. Introduction générale à la télédétection. Partie I : Bases physiques et exemples d'applications aux couverts végétaux. Cours Université Paris Sud XI, consulté sur le net : http://129.175.106.17/ese/IMG/pdf/doc_cours_teledec.pdf, (Dernière visite sur le site le 25 juillet 2009).
- Soudani, K., 2007. Introduction à la modélisation en biologie des populations et des écosystèmes. Cours Université Paris Sud XI, consulté sur le net: <http://www.ese.u-psud.fr/article194.html> (Dernière visite sur le site le 25 juillet 2009).
- Sow, M., 2010. Analyse des combustibles et du comportement des feux de brousse au Sénégal par les méthodes de la statistique et de la simulation. Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE)_CNRS, 47 p.
- Sow, M., Hély, C., Mbow, C., Sambou, B., 2013. Fuel and fire behavior analysis for early-season prescribed fire planning in sudanian and sahelian savannas. *Journal of Arid Environments* 89, 84-93.
- Stocks, B.J., Wilgen, B.W.v., Trollope, W.S.W., McRae, D.J., Mason, J.A., Weirich, F., Potgieter, A.L.F., 1996. Fuels and fire behavior dynamics on large-scale savanna fires in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Geophysical Research* 101, 23541-23550.
- Swap, R.J., Annegarn, H.J., Otter, L., 2002. Southern African Regional Science Initiative (SAFARI 2000) summary of science plan. *South African Journal of Science* 98, pp. 119-124.

- Tappan, G.G., Sall, M., Wood, E.C., Cushing, M., 2004. Ecoregions and land cover trends in Senegal. *Journal of Arid Environments* 59, 427-462.
- Tansey, K., Grégoire, J.-M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.-F., van Bogaert, E., Bartholomé, E., 2008. A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution, *Geophys. Res. Lett.*, 35, L01401, DOI:10.1029/2007GL031567.
- Trabaud, L., 1979. Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chêne Kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annales des Sciences forestières* 36, 13-38.
- Trochain, J.-L., 1957. Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale. In *Bulletin Institut d'Etudes Centrafricaines, Nouvelle Série, Brazzaville*, pp. 55-93.
- Trollope, W.S.W., Ronde, C.d., Geldenhuys, C.J., 2004. Fire behaviour. In: *Wildland Fire Management Handbook for sub-Saharan Africa*, eds. J.G. Goldammer and C. de Ronde. Global Fire Monitoring Center, Freiburg, pp. 27-59.
- Trollope, W.S.W., Trollope, L.A., 2002. Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. In *Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research & Wildland Fire Safety, 18–23 November 2002, Luso, Coimbra, Portugal*. DX Viegas, pp. 1-15.
- Trollope, W.S.W., Trollope, L.A., Potgieter, A.L.F., Zambatis, N., 1996. SAFAR-92 characterization of biomass and fire behavior in the small experimental burns in the Kruger National Park. *Journal of Geophysical Research*, 101, 23531-23539.
- Tucker, C.J., 1977. Asymptotic nature of grass canopy spectral reflectance. *Applied Optics* 16, 1151-1156.
- Ustin, S.L., Roberts, D.A., Jacquemoud, S., Gardner, M., Scheer, G., 1998. Estimating canopy water content of chaparral shrubs using optical methods. *Remote Sensing of Environment* 65, 280-291.
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., deFries, R.S., Jin, Y., van Leeuwen, T.T., 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). *Atmospheric chemistry and physics* 10, 11707-11735.

- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Gobron, N., Dolman, A.J., 2008. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochem. Cycles* 22, GB3028.
- Van Wagner, C.E., Finney, M.A., Heathcott, M., 2006. Historical Fire Cycles in the Canadian Rocky Mountain Parks. *Forest Science* 52, 704-717.
- van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Kasibhatla, P. S., Arellano Jr, A. F., 2006. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmos. Chem. Phys.*, 6, 3423-3441.
- Van Wagner, C.E.V., 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8, 220-227.
- van Wilgen, B.W., Scholes, R.J., 1997. The vegetation and fire regimes of southern hemisphere Africa. In: *Fire in Southern African Savannas: Ecological and Atmospheric Perspectives*. eds. van Wilgen, B. W., Andreae, M. O., Goldammer, J. G., Lindesay, J., et al., Witswatersrand Univ. Press, Johannesburg, South Africa, pp.27-46.
- Vasconcelos, H.L., Pacheco, R., Silva, R.C., Vasconcelos, P.B., Lopes, C.T., Costa, A.N., Bruna, E.M., 2009. Dynamics of the Leaf-Litter Arthropod Fauna Following Fire in a Neotropical Woodland Savanna. *PLoS ONE* 4, 1-9.
- Viegas, D.X., Viegas, T.P., Ferreira, A.D., 1992. Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 2, 69-85.
- Walker, J., Gillison, A. N., 1982. Australian savannas. In: Huntley, B. J. and Walker, B. H. (eds), *Ecology of tropical savannas*. Springer-Verlag, New York. pp. 5-24.
- Wan, Z., Dozier, J., 1996. A generalized split-window algorithm for retrieving land surface temperature from space. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing* 34, 892-905.
- Wan, Z., Zhang, Y., Qincheng, Z., Zhao-liang, L., 2002. Validation of the land-surface temperature products retrieved from Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer data. *Remote Sensing of Environment* 83, 163-180.
- Wardell, D.A., Nielsen, T.T., Rasmussen, K., Mbow, C., 2004. Fire history, fire regimes and fire management in West Africa: an overview. In: *Wildland Fire Management Handbook for*

Sub-Saharan Africa, eds. J.G. Goldammer and C. de Ronde. Global Fire Monitoring Center, Freiburg, pp. 350-381.

Wardlow, B.D., Egbert, S.L., Kastens, J.H., 2007. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment* 108, 290-310.

Weber, R.O., 1991. Modelling fire spread through fuel beds. *Prog. Energy Combust. Sci.*, 17, pp. 67-82.

Whelan, R.J., 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge Studies in Ecology, 346 p.

Whitlock, C., Higuera, P.E., McWethy, D.B., Briles, C.E., 2010. Paleocological Perspectives on Fire Ecology: Revisiting the Fire-Regime Concept. *The Open Ecology Journal* 3, 6-23.

Wu, C., Niu, Z., Tang, Q., Huang, W., 2008. Estimating chlorophyll content from hyperspectral vegetation indices: Modeling and validation. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 1230-1241.

Yilmaz, M.T., Hunt, E.R, Jr., Jackson, T.J., 2008. Remote sensing of vegetation water content from equivalent water thickness using satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 112, 2514-2522.

Zarco-Tejada, P.J., Rueda, C.A., Ustin, S.L., 2003. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment* 85, 109-124.

Zarco-Tejada, P.J., Ustin, S.L., 2001. Modeling canopy water content for carbon estimates from MODIS data at land EOS validation sites. In: *Proceedings, IEEE 2001 International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 9-13 July 2001, University of New South Wales, Sydney, Australia. New York, pp. 342-344.

Annexes

Annexe 1. Fiche de collecte des données de biomasse et de météorologie

Site :		Date :		
Nom de la parcelle de 250 m de coté				
Coordonnées de la parcelle de 250 m de coté				
	Latitude	Longitude		
Coordonnée 1				
Coordonnée 2				
Coordonnée 3				
Coordonnée 4				
Coordonnée du centre				
Placette de 1 m de coté				
Placettes/coordonnées	Latitude	Longitude	Poids MF (g)	Poids MS (g)
Placette 1				
Placette 2				
Placette 3				
Placette 4				
Echantillon tiré après mixage				
Hauteur moyenne végétation	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Altitude	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Densité des herbacées	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Espèce dominante dans la placette	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Espèce dominante autour placette	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Environnement de la placette de 1 m de côté				
Type de sol	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Nature du sol	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Topographie	P1 :	P2 :	P3 :	P4 :
Température de l'air				
Humidité de l'air				

Annexe 2. Fiche de brûlage dirigé

Site :		Date :		Heure du brûlage :	
Placette de 1 m²					
Coordonnées	Latitude	Longitude	Poids MF (g)	Poids MS (g)	
Placette de 1 m ²					
Hauteur moyenne de la végétation					
Altitude					
Densité des herbacées					
Espèce dominante dans la placette					
Environnement de la parcelle de feu de 100 m²					
Type de sol					
Nature du sol					
Topographie					
Humidité de l'air					
Température de l'air					
Vitesse et direction du vent					
Comportement du feu dans la parcelle de 100 m²					
Durée du feu					
Angle d'inclinaison des flammes					
Combustible consommé					
Superficie brûlée					

Annexe 3. Questionnaire

Date :

Enquêteur :

N° : _____

Perception des populations sur les feux de brousse

Sept-Nov 2010

Identification

1. Quelle est votre village?

1. Maka 2. Barkedji 3. Dioulacolon

2. Sexe

1. Homme 2. Femme

3. Age

4. Profession

1. Cultivateur 2. Eleveur
 3. Exploitant de charbon 4. Autres à préciser

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

Historique des feux de brousse et changement des mentalités

5. Est-ce que les feux de brousse sont récurrents dans la localité ?

1. oui 2. Non

6. Est-ce que les feux ont été toujours récurrents dans la localité ?

1. Oui 2. Non

7. Si oui, quelles sont les raisons de cette récurrence ?

8. Est-ce qu'il ya un feu qui a marqué la localité par sa sévérité et ses conséquences ?

1. Oui 2. Non

9. Si oui, quelles étaient les causes ?

10. Quelles étaient les conséquences ?

11. Quelles étaient les stratégies de prévention des feux, il ya plus de 10 ans ?

12. Quels étaient les moyens de lutte, il ya plus de 10 ans ?

13. Est-ce que la mentalité des populations évolue vers une plus grande prévention des incendies ?

1. Oui 2. Non

14. Si oui, comment se traduit cette évolution des mentalités ?

Usage du feu

15. Utilisez-vous le feu dans le cadre de votre activité professionnelle ?

1. Oui 2. Non

16. Utilisez-vous le feu dans le cadre d'une activité quelconque ?

1. Oui 2. Non

17. Si oui, la quelle ?

18. Le feu entre t-il dans le cadre de vos pratiques culturelles ou cultuelles ?

1. Oui 2. Non

19. Si oui, les quelles ?

20. Ya t'il des bienfaits des feux de brousse ?

1. Oui 2. Non

21. Si oui, les quels ?

Prévention des feux de brousse

22. Comment faites-vous pour évaluer les risques d'incendie ?

23. Quelles sont vos stratégies de prévention des incendies ?

1. Feux précoces 2. Pare-feux
 3. Sensibilisation 4. Autres à préciser

Vous pouvez cocher plusieurs cases (3 au maximum).

24. Quels sont vos moyens de prévention des feux ?

25. Quelles sont les causes des feux de brousse dans la localité ?

1. Activités champêtres
 2. Régénération des pâturages par brûlis
 3. Récolte de miel
 4. Récolte de gomme
 5. Charbonnage
 6. Fumeurs
 7. Chasseurs
 8. Autres à préciser

Vous pouvez cocher plusieurs cases (5 au maximum).

26. Appréciez-vous le travail du Service des Eaux et Forêts dans la prévention des feux ?

1. Oui 2. Non

Lutte contre les incendies

27. Quelles sont vos stratégies de lutte contre les feux ?

1. Comité villageois de lutte contre les incendies
 2. Lutte spontanée
 3. Autres
 4. Alerter les forestiers

Vous pouvez cocher plusieurs cases (3 au maximum).

28. Quels sont vos moyens de lutte contre les feux de brousse ?

29. Quelles sont les conséquences négatives des feux de brousse ?

1. Destruction des habitats écologiques
 2. Dégradation des formations forestières
 3. Perte de pâturage
 4. Appauvrissement des sols
 5. Autres à préciser

Vous pouvez cocher plusieurs cases (4 au maximum).

30. Sentez-vous le travail du service des Eaux et Forêt dans la lutte contre les feux ?

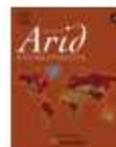
1. Oui 2. Non

Solution pour la diminution du phénomène des feux de brousse

31. Quelles est les solutions pour diminuer l'occurrence des feux ?

Annexe 4.b. Article Publié

Sow, Momadou., Hély, Christelle., Mbow, Cheikh., Sambou, Bienvenu., 2013. Fuel and fire behavior analysis for early-season prescribed fire planning in sudanian and sahelian savannas. *Journal of Arid Environments* 89, 84-93.



Fuel and fire behavior analysis for early-season prescribed fire planning in Sudanian and Sahelian savannas

M. Sow^{a,b,c,*}, C. Hély^{b,d}, C. Mbow^{a,c,e}, B. Sambou^a

^a Institut des Sciences de l'Environnement (ISE), Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Avenue Cheikh Anta Diop, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal

^b Aix-Marseille Université, CNRS, IRD, CERIGÉ UM34, 13545 Aix en Provence, France

^c Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LENG), Ecole Supérieure Polytechnique (ESP), Université Cheikh Anta Diop de Dakar, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal

^d Centre de Bio-Archéologie et Ecologie (CBAE) UMR 5059, EPHE, CNRS, Université Montpellier II, Institut de Botanique, 163 rue A. Broussonnet, 34090 Montpellier, France

^e World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi Kenya, PO Box 30677-00100, Nairobi, Kenya

ARTICLE INFO

Article history:

Received 11 November 2011

Received in revised form

27 August 2012

Accepted 3 September 2012

Available online

Keywords:

Combustion completeness

Fuel moisture content

Nomographs

Prescribed burns

Senegal

ABSTRACT

Early dry-season prescribed fires can reduce fuel loads and thus prevent or mitigate the severity of late, high-intensity fires that spread widely in savanna ecosystems and damage woody plants. However, due to the lack of scientific knowledge regarding fuel characteristics and fire behavior in West African savannas, this practice can have effects that are diametrically opposed to those desired and may threaten the environment. There are three crucial parameters that must be considered when planning early-season prescribed fires: the ignition probability, the rate of spread of a fire and the amount of fuel consumed. In this study, 231 early-season prescribed fires were conducted in three savanna ecosystems in Senegal in order to characterize these three fundamental parameters.

Logistic regression analyses revealed that fuel moisture content and relative humidity are good predictors of ignition probability. Multiple linear regressions were used to investigate the relationships between fire rate of spread, fuel consumption or fire intensity and fuel and weather conditions. Readily usable nomographs for forest managers were created based on those relationships that proved to be significant. Kruskal–Wallis tests performed to compare the observed rates of fire propagation with those predicted using *BehavePlus* showed no statistically significant difference between them.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Savanna fires play a major role in structuring ecosystem patterns in tropical areas (Heinl et al., 2007). The frequency of these fires influences the biogeography and vegetation composition of these regions, as well as land use and land cover trends (Alleaume et al., 2005; Laris and Wardell, 2006). Each year, 2.5 gigatonnes (Gt) of dry matter burn in African savannas (van der Werf et al., 2010) causing substantial losses of natural resources. Fauna and soil properties are especially severely affected (Savadogo et al., 2007a; Vasconcelos et al., 2009). Fire affects the physical features of the soil while reducing its nutrient content and causing it to adopt a poor aggregate structure with non-optimal infiltration rates (Savadogo et al., 2007a). In addition, fire increases gas emissions into the atmosphere (Furley et al., 2008).

The environmental impacts of these fires such as the removal of trees and the changes they cause to the physiognomy of vegetation, and floristic composition (Mbow et al., 2003) prompted Africa's colonial administrations to ban the intentional setting of fires. The earliest state policies on fire in West Africa were thus radically anti-fire (Laris and Wardell, 2006). Gradually, these restrictive policies were abandoned. Hence, in Burkina Faso, two laws were passed in 1950 authorizing the use of fire for clearing farmland and regenerating rangelands in specified vegetation zones (GGAOF, 1954, 1955). In 1955, the governor of French Sudan (Mali and Senegal) issued a law reversing an existing ban on fire and promoting early-season burning (Laris and Wardell, 2006).

These regulatory reversals were driven by a wish to use fire for land management. In Senegal, savanna fires are usually human-made, such as management fires used by forest agents, agricultural fires, and pastoral fires. However, these fires can become uncontrolled and quite destructive. Field data obtained by Senegal's Forestry Service indicate that the total burned area was 172,913 ha in 2007–2008 and 184,419 ha in 2008–2009 (DERCCS, 2009). However, these figures are much lower than

* Corresponding author. Institut des Sciences de l'Environnement (ISE), Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Avenue Cheikh Anta Diop, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal. Tel.: +221 33 824 23 00.

E-mail addresses: monadoudjallof@univ-montp2.fr (M. Sow), christelle.hely@univ-montp2.fr (C. Hély), c.mbow@cgiar.org, cheikh.l.mbow@ucad.edu.sn (C. Mbow), tiennou.sambou@ucad.edu.sn (B. Sambou).

estimates based on remote sensing methods, which are 952, 900 ha for 2007–2008 and 727, 600 ha for 2008–2009 (CSE, 2009). Burned area detected by remote sensing was higher than that detected by direct ground-based observation. This is due to the ability of remote sensing to observe larger areas. The substantial difference between the two sets of statistics indicates that it will be necessary to develop more effective systems for evaluating the extent of fires and their undesirable impacts.

Late-season fires that cover large areas of land present many challenges in terms of ecosystem conservation, including serious losses of biodiversity and ecosystem services, high greenhouse gas emissions, and severe soil erosion. The lack of equipment and qualified human resources for firefighting in Senegal makes the issue even more pressing. The Senegalese Forestry Service has adopted fire breaks as a means of forest protection. These cleared paths are typically 10 m or more wide and are completely cleared of vegetation to prevent the spread of fires. In 2009, the Forestry Service had planned to create 2000 km of fire breaks (DEFCCS, 2009). However, this goal was not reached because of the cost of their initial construction and expensive annual maintenance. Due to these costs, and as a measure to mitigate late-season fire damages, the Forestry Service has implemented early-season prescribed fires every year since the early 1960s (Wardell et al., 2004). Early-season fires of this kind were established over 1,013,224 ha at the beginning of the 2007–2008 fire season (DEFCCS, 2009). In national parks and reserves, prescribed early-season fires are started and managed by forest service agents. Outside these areas, they are initiated by villagers under the supervision of forestry service agents.

However, early-season fires are controversial. The Forestry Service states that prescribed early-season fires should be initiated between the second half of November and the end of December (Wardell et al., 2004). Such rigid timeframe-based planning is probably obsolete, given the observed spatial and temporal variability in rainfall patterns. In order to ensure that early-season prescribed fires are effective, it is necessary to unambiguously identify the optimal period for their initiation based on the fuel status of the targeted area, i.e. in the quantity (load) and quality (moisture, distribution, size, composition) of the fuel. These variables depend directly on rainfall and vegetation phenology. In general, fire management requires good planning that clearly states when burning should be conducted, what should burn, and to what extent (Mbow et al., 2004).

In general, fire ignition risks are dependent on fuel conditions and the presence of anthropogenic ignition sources, whereas the risk of a fire spreading is dependent on the fuel load and arrangement as well as the wind and the slope of the land. These factors vary substantially over time and between regions. While several studies on fuel and fire characteristics in Southern Africa have been performed (Archibald et al., 2009, 2010; Hély et al., 2007; Mbatha and Ward, 2010), there is comparatively little scientific data of this sort for West Africa (Savadojo et al., 2007a,b) and so there is a need for more detailed information on the relevant physical and chemical factors in this region (Hély and Alleaume, 2006). The objectives of the present study were threefold: (1) to characterize fuel types in the savanna ecosystems of Senegal; (2) to predict ignition probabilities for early-season fires based on fuel availability and weather patterns; (3) to determine whether fire behavior predictions for this region generated using BehavePlus (Andrews, 2008, 2009) matched observed fire intensities and rates of propagation. To answer these questions, we performed field measurements of fuel characteristics and experiments on fire behavior by testing prescribed burns in plots.

2. Material and methods

2.1. Study area

The study area encompasses three sites that are representative of the main Senegalese savanna ecosystems and livelihoods along a gradient in tree cover increasing from north to south: the Sahel, the north-Sudanian savanna and the south-Sudanian savanna (Fig. 1).

The first site was located in the northern part of Senegal in the semi-arid area near Barkedji village, whose inhabitants are primarily employed in pastoral occupations. The climate is classified as dry tropical with one rainy season (summer monsoon and squall lines), extending from July to September, with rainfall ranging from 200 to 400 mm in the north. The relative humidity can reach a minimum of 10% in the northern part in May, as a consequence of high temperatures and high evaporating power of the region's hot and dry harmattan wind. In the early stages of the dry season, the harmattan winds first reach the northeast of Senegal where they remain for several weeks before moving to the southern continental regions (Sagna, 2005). Conversely, the relative humidity can exceed 75% throughout this area when the summer monsoon starts in July. The annual mean of the maximum temperatures for the region is above 35 °C. The representative ecosystem category for the study area is an herbaceous savanna (Fig. 2) characterized by annual grasses (*Eragrostis gangetica*, *Eragrostis tremula*, *Schoenefeldia gracilis*, *Zornia glochidiata*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Aristida mutabilis*, *Aristida funiculata*, *Cenchrus biflorus*, *Chloris virgata* and *Polycarpaea linearifolia*) and sparse woody vegetation (*Balanites aegyptiaca*, *Boscia senegalensis* and *Adenium obesum*).

The second site was located in the center of the sub-humid area around Maka village, whose inhabitants are primarily employed in agroforestry and pastoral activities. Rainfall in this region ranges from 700 to 800 mm and the relative humidity ranges from 34 to 79%. The average annual temperature is ca. 29 °C. The central and southern regions are dominated by leached tropical ferruginous soils that are richer in clay and therefore less porous than the northern soils of the first site (Tappan et al., 2004). The representative ecosystem is a shrub savanna (Fig. 2) with grass cover dominated by *Andropogon pseudapricus*, *Pennisetum pedicellatum*, *Spermacoce chaetocephala* and *Spermacoce stachydea*. Woody vegetation covers a greater proportion of this region than is the case for the first site and is dominated by *Combretum glutinosum*, *Guiera senegalensis*, *Sterculia setigera*, *Pterocarpus erinaceus* and *Cordyla pinnata*.

The third site was located in the southern part of the country in a sub-humid area near Dioulacolon village. Most of the economic activity in this region pertains to agriculture, forest resource extraction and cattle breeding. The rainfall and relative humidity range from 800 to 1200 mm and 37–89%, respectively. The annual mean temperature is ca. 28 °C. The site is situated in a shrub-tree savanna ecosystem (Fig. 2) with a grass layer dominated by *A. pseudapricus*, *Andropogon gayanus*, *Cenium villosum* and *Indigofera leptocladia*, while the dominant woody species are *C. glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Strychnos spinosa*, *Crossopteryx febrifuga*, *Terminalia macroptera*, and *Bombax costatum*.

2.2. Experimental design for fuel sampling and fire behavior

The canopy cover percentage and tree density were assessed in three plots of 50 × 50 m at the first site and 30 × 30 m plots at the other two sites using the method outlined by Mahamane and Saadou (2008) based on physiognomy and floristic composition.

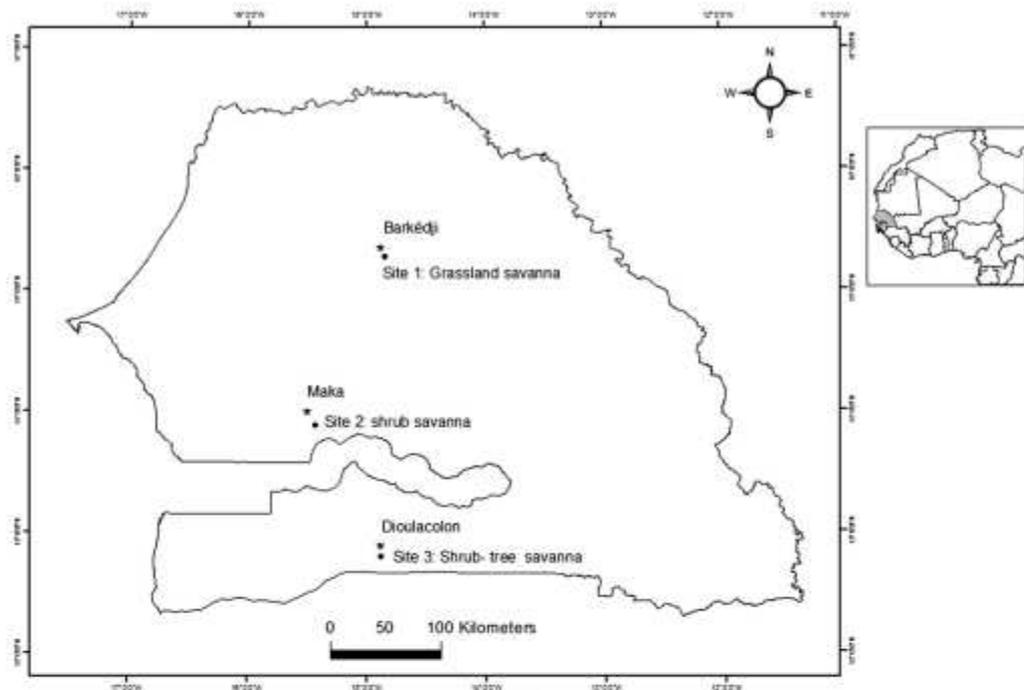


Fig. 1. Location of the three sites in Senegal.

In tropical savanna ecosystems, the fuel consists primarily of herbaceous vegetation (Hély et al., 2003a; Savadogo et al., 2007a; Stocks et al., 1996; Trollope and Trollope, 2002). We therefore measured the herbaceous load and cover at 77 plots for each site, with each plot being sampled just before the ignition attempt. At the end of the 2010 rainy season (October 6 – November 23), we conducted 231 prescribed fires (77 per site) in a 10 × 10 m plot. Each plot was delimited by a 1.5 m wide fire break (Fig. 3) to ensure control of the fires' spread. Before each ignition attempt, the dominant species in the plot was identified or a specimen was collected for subsequent identification. The fuel bed depth (grass height in centimeters) was measured using a graduated metallic pole and the grass cover (as a percentage) was estimated by visual inspection of the plot. To estimate the fuel load, the herbaceous vegetation was clipped at ground level in a 1-m² quadrat. The dead (yellow) and living (green) herbaceous matter loads for each plot were computed separately, as required for BehavePlus fire propagation simulations (Andrews, 2009). Samples of dead and living grass subsamples were immediately weighed in the field and then oven dried at 60 °C until a constant dry weight was achieved. The fuel moisture content (FMC, in %) for each material was then calculated by comparing the wet and dry weights for each pre-burn grass subsample according to Equation (1) (Chuvieco et al., 2009; Dauriac, 2004):

$$\text{FMC} = 100 \cdot (\text{FW} - \text{DW}) / \text{DW} \quad (1)$$

where FW is the sample's fresh weight measured in the field and DW is its oven-dried weight.

2.3. Weather conditions and fire behavior

The air temperature, relative humidity, and wind speed were recorded using a portable weather station (pro WMR100 Oregon Scientific) placed 1.90 m above the ground. Measurements of these meteorological parameters were performed just before each fire ignition.

Line-source ignition using a torch was applied on the upwind side of each plot in order to ensure rapid equilibration (Hély et al., 2003a) and thus ensure that the observed fire behavior would be comparable to the output of BehavePlus simulations. Before each ignition, two metallic poles separated by 4 m were set up inside the plot along a line parallel to the direction of fire propagation, with each pole being at 1 m away from the plot boundary. The fire's rate of spread was calculated based on the time required for the flame front to cover the distance between the two poles, which was recorded using a stopwatch. Any biomass remaining after the fire had died down was collected in order to determine the fire's fuel consumption.

The three main variables describing fire behavior are the rate of spread (ROS in ms⁻¹), fuel consumption (FC in g m⁻²) and fire intensity (FI in kWm⁻¹) (Hély and Ailleaume, 2006; Savadogo et al., 2007b). The ROS was calculated by dividing the distance between the poles (maximum 8 m) by the duration (in seconds) it took the fire to cover that distance. The FC was calculated as the difference between the pre- and post-burning fuel loads, while the FI was calculated using Equation (2) as proposed by Byram (1959):

$$I = H \cdot \text{FC} \cdot \text{ROS} \quad (2)$$

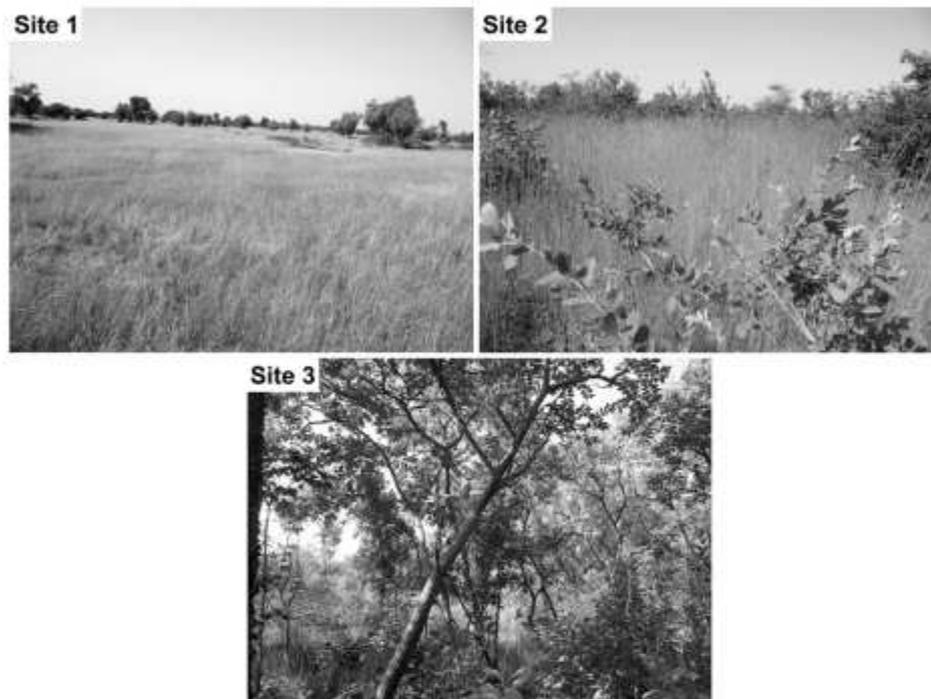


Fig. 2. Horizontal and vertical fuel arrangements typical of the three sites: Site 1: Grassland savanna ± shrub; Site 2: Shrub savanna; Site 3: Shrub savanna ± trees.

with H being the heat of combustion ($16,890 \text{ kJ kg}^{-1}$ for fuel grass in the head fire zone (Trollope et al., 1996).

2.4. BehavePlus simulations

The BehavePlus prediction system (Andrews, 2008, 2009) was selected because it allows the user to predict the behavior of surface fires based on stand fuel characteristics in conjunction with 53 pre-defined fuel models or new user-developed models. It was straightforward to design fuel models for the Senegalese savanna based on our field measurements (Table 1) because almost all of the required BehavePlus inputs relating to fuel characteristics, topography, and weather conditions were available (see the corresponding Tables in the Appendix). We used 75% of the field survey data to calibrate the fuel models based on the linear relationship between the observed and simulated ROS and FI. Once calibrated, we validated these settings using the remaining 25% of the data set. In all simulations, a slope of 0% was assumed (i.e. it was assumed that the fire propagated over flat land) in order to properly represent the topography of the studied regional landscapes (Collectif, 2007).

2.5. Statistical analysis

The statistical software environment R (R Development Core Team, 2007) was used to compare fuel and weather characteristics across sites using analysis of variance (ANOVA) on ranks followed by Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) comparison tests to identify significant differences between sites in cases where

the ANOVA results rejected the null hypothesis. The use of a ranking procedure was necessary because the residuals of the raw data did not meet normality conditions. We then used a logistic regression model with the backward stepwise procedure to predict ignition probabilities. The logistic regression model had the general form Equation (3):

$$P(i) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + b_1x_1 + \dots + b_kx_k)}} \quad (3)$$

where $P(i)$ is the probability of fire ignition, x_1 to x_k are independent variables driving variation in that probability, and b_0 to b_k are model parameters estimated from the data set. A training sample set comprising 75% of the total binary field data (ignition/no ignition) was extracted and the Hosmer and Lemeshow goodness-of-fit test was used to fit the model to this data set (at the standard 5% significance level). The Wald test was used to evaluate the statistical significance of each parameter in the model. The model was then validated against the remaining 25% of the full data set. The observed and predicted ignition probabilities were compared using the kappa test (Monserud and Leemans, 1992).

Finally, a multiple linear regression model with the backward stepwise procedure was used to investigate the relationship between ROS and the fuel and weather variables. We also verified that residuals in this case satisfied the normality and homoscedasticity conditions (Scherrer, 2007).

Comparisons between the observed data and the BehavePlus predictions of ROS and FI were performed using the Kruskal–Wallis test with $\alpha = 0.05$. The nomographs used for future predictions

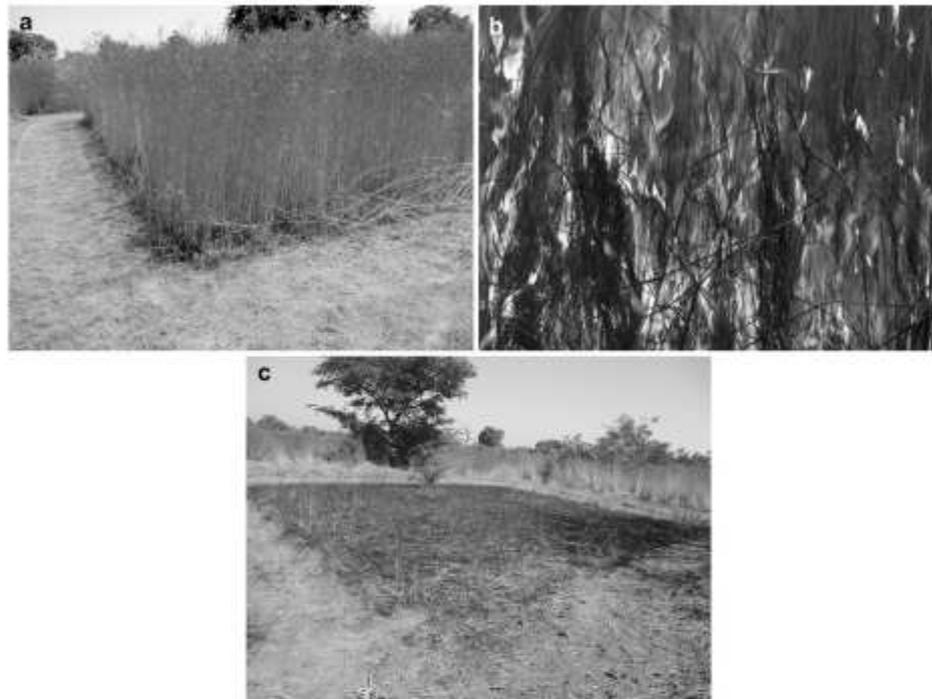


Fig. 3. Prescribed fire experimental protocol: (a) pre-fire setting with fire breaks; (b) measuring fire behavior components during the flaming combustion phase, including the rate of spread and flame characteristics; (c) post-fire conditions from which fuel consumption was measured.

(Burgan and Rothermel, 1984; Héty et al., 2003b) were established by combining the outputs of the logistic and linear regression models.

3. Results

3.1. Fuel characterization

The first site differed qualitatively from the others in terms of the floristic composition of the grass cover. Three species of annual grasses (*C. virgata*: 51%, *E. gangetica*: 23%, and *Z. glochidiata*: 19%) accounted for 93% of the grass cover in the first site, whereas *A. pseudapricus* accounted for over 95% in the others. While the only fuels in each site were herbaceous dead fine fuels (Table 1), there were significant differences between the sites in terms of fuel load – notably, the third site contained four times more fuel than

the first. During the 32-day data collection period, the average fuel moisture content (FMC) varied between $135 \pm 63\%$ and $83 \pm 31\%$, decreasing steadily over time at all three sites. From the 26th day of collection onwards, the grass vegetation was almost wholly cured (100% yellow and dead) in the first site, while the cured proportion ranged from 76% to 80% in sites 2 and 3, respectively. The fuel bed consisted exclusively of grass and was densest and deepest at the third site. At the first site, it was similarly dense but very shallow, while at the second site it was deep but loose (Table 1).

There was a gradual increase in tree density from the first to the third site (from 120 stems/ha to 300 stems/ha, respectively). *B. aegyptiaca* was the most abundant woody species in the first site, *C. glutinosum*, *G. senegalensis*, *Acacia ataxacantha*, *S. setigera* and *C. pinnata* were dominant at the second, and *T. macroptera*, *C. glutinosum*, and *Combretum collinum* were the most prevalent at the third. The tree cover increased by a factor of five ongoing from the

Table 1
Fuel characteristics in the three studied sites (mean \pm standard deviation).

Sites	Vegetation type	Live fuel load (g m ⁻²)***	Dead fuel load (g m ⁻²)***	FMC (% of dry matter)***	Grass height (m)***	Grass cover (%)***	Tree cover (%)***	Canopy base height (m)***	Vertical continuum between tree base height and grass	Connecting between canopies
1	Herbaceous savanna \pm shrub	38 \pm 28 c	94 \pm 35 c	83 \pm 31 c	0.38 \pm 0.05 b	81 \pm 7 b	11 \pm 1 c	0.80 \pm 0.2 c	No	No
2	Shrub savanna	367 \pm 71 a	233 \pm 45 b	189 \pm 90 a	1.61 \pm 0.2 a	61 \pm 7 c	29 \pm 0.8 b	1 \pm 0.3 b	Yes	No
3	Shrub savanna \pm trees	156 \pm 80 b	397 \pm 81 a	135 \pm 63 b	1.7 \pm 0.03 a	92 \pm 6 a	50 \pm 1 a	1.5 \pm 0.5 a	Yes	No

FMC for Fuel Moisture Content.

*** for $P < 0.001$ from the ANOVA on ranks.

Note: Different letters in the same column indicate significant differences at $P < 0.05$ (Tukey HSD test).

first to the third site (Table 1). The tree crowns were discontinuous at all studied sites, but the average grass height reached the canopy base at the second and third sites.

3.2. Probability of ignition

Of the 231 ignition attempts, 154 were successful. The fuel moisture content (FMC) values for plots in which ignition succeeded varied between 133% and 6% and the relative humidity (RH) in these plots was between 79 and 12%. On average, the first successful ignitions occurred at 120% FMC, corresponding to the 12th day after the last rain in the first site 1. At the second and third sites, the first successful ignitions occurred on the 31st and 29th days, respectively.

The logistic regression model established based on data from all three sites showed that the FMC and RH both significantly affect the probability of ignition in all cases. The Hosmer and Lemeshow test indicated that the model fit the data from the training sample data set adequately (98%). The concordance between observed and predicted ignition was very high (95%), with an excellent kappa coefficient of 0.89. Based on the output of the logistic regression model, a nomograph was created to predict probabilities of ignition (Fig. 4).

3.3. Weather conditions and fire behavior

Among the meteorological parameters, wind speed was the most variable parameter between the three study sites. Tukey's HSD test indicated a significantly higher average wind speed at the first site compared to the other two.

Wind speed and grass cover correlated positively with ROS, whereas FMC, RH and fuel load correlated negatively with ROS (Table 2). The observed ROS values ranged from 0.03 ± 0.01 to $0.13 \pm 0.08 \text{ ms}^{-1}$ and the multiple linear regression showed that independent variables explained 74% of this variance. Notably, there were significant differences between the ROS values for the first two sites. Based on these data, two nomographs for predicting ROS were created (Fig. 5). The first is for use in the beginning of the

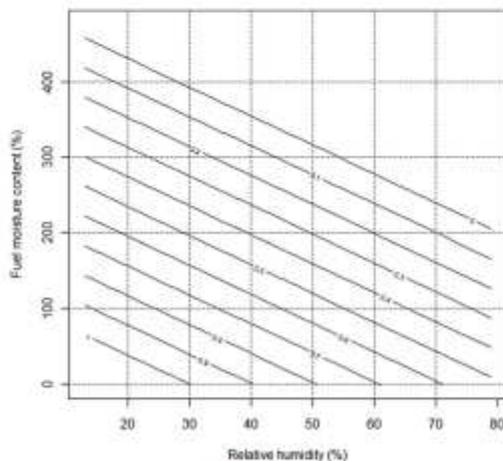


Fig. 4. Nomograph for predicting ignition probability based on fuel moisture content and relative humidity measured during field survey. Guide for interpreting the nomograph: if the relative humidity is 50% and the fuel moisture content is 200%, then the probability of ignition is approximately 30%.

Table 2

Results of the backward stepwise linear multiple regression between the rate of spread (ROS) and five explanatory variables. The Shapiro test confirmed the residual normality, while the homogeneity of variances was visually checked.

Variables	Coefficient	s.e.	t value	d.f.	P value
Constant	2.102444	1.406128	1.495	149	0.1373
FMC	-0.045818	0.008747	-5.238	149	6.48e-07***
Dead fuel load	-0.005648	0.001943	-2.907	149	0.0043**
Grass cover	0.090322	0.017703	5.102	149	1.18e-06***
Relative humidity	-0.101643	0.024312	-4.181	149	5.35e-05***
Wind speed	1.579081	0.210134	7.515	149	8.70e-12***

$R^2 = 0.74$, p -value: < 0.001 .

Shapiro test: $W = 0.9845$, p -value = 0.1337.

** for $P < 0.01$; *** for $P < 0.001$.

dry season when live grasses are still present, while the second one is designed for the part of the dry season when the grasses have lost most of their water content and the grass cover has become heterogeneous.

Fuel load, wind speed and grass cover all significantly affected FI but the stepwise linear multiple regression model found (not shown) was not as powerful ($r^2 = 0.54$) as for ROS. The average estimated FI for the second site was 73 kWm^{-1} , three and five times lower than the estimated values for the first and the third sites, respectively.

Dead and live fuel loads determined 90% of the variation in fuel consumption, with the proportion of dry matter correlating positively with the FC as might be expected. Conversely, fresh matter correlated negatively with the FC. Fig. 6 illustrates the predicted FC values based on both significant explanatory variables.

3.4. BehavePlus simulations

The very satisfactory agreement ($r^2 = 0.81$) between the observed and predicted ROS values for all three sites together concealed important differences between the sites. In fact, the predicted values for the first site were almost always underestimates, while those for the second and the third sites generally overestimated the ROS for speeds below 0.05 ms^{-1} and underestimated it for higher values. Simple linear regressions performed to evaluate the relationship between observed and predicted ROS values yielded coefficients of determination (r^2) greater than 0.60 (Fig. 7). The Kruskal–Wallis test used to compare the observed and predicted ROS revealed no statistically significant difference between the two (p -value_{site 1} = 0.1367, p -value_{site 2} = 0.2335 and p -value_{site 3} = 0.3543).

The FI range predicted using BehavePlus was between 2 and 919 kWm^{-1} , with a mean of 245 kWm^{-1} . The correspondence between observed and predicted FI was only good and linear when FI values from all sites were pooled ($r^2 = 0.59$) or when only values from the third site were analyzed (Kruskal–Wallis test, p -value = 0.1652).

4. Discussion

Biophysical vegetation characteristics such as water content and spatial arrangement are critical parameters when evaluating fire risks (Burgan and Rothermel, 1984; Chuvieco et al., 2004, 2010; Trollope and Trollope, 2002). The savannas examined in this work lay along a north–south gradient in terms of fuel desiccation, following the course of the summer monsoon rains. The vegetation structure ranged from open savanna in the north to more closed savanna ecosystems on moving south. Near-continuous grass cover was present at all study sites (Table 1). These annual plants produce fine fuels exclusively and constituted an ideal fuel bed for surface

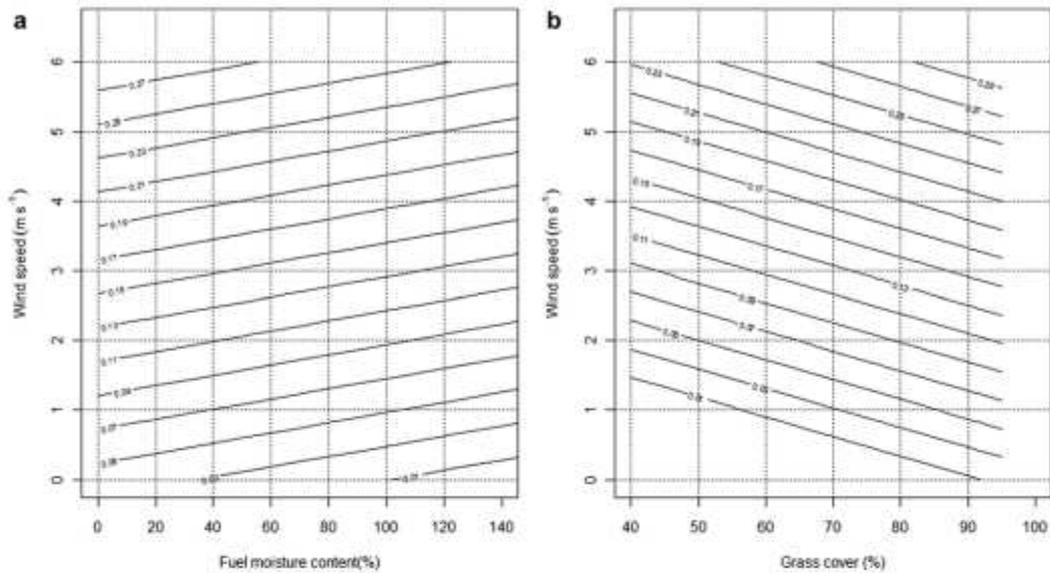


Fig. 5. Nomographs for predicting rate of spread: version (a) is adequate at the beginning of the dry season while version (b) is suitable for cases when the grass is completely dry and the grass cover is heterogeneous (which will affect the rate of fire spread).

fires. There was a vertical connection between the tree crowns and the grass at the second and third sites, which could have facilitated the burning of woody plants in an intense fire. However, the absence of connections between canopies would prevent such crown fires from spreading. If ongoing global changes in the climate or human activity favor canopy closure, the fire regime in southern sites could shift significantly toward more intense fires with a probable change from low severity surface fires to more severe crown-intermittent fires.

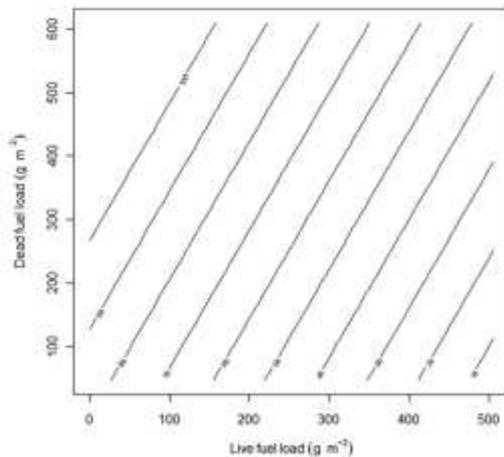


Fig. 6. Nomograph for predicting fuel consumption using live and dead fuel loads from the studied sites.

Despite the morphological differences between the studied savannas, the mechanisms that induced fire ignition were similar due to the homogeneous grassy composition of the fuel bed. The woody cover, which is known to slow the loss of the grass water content (Akpo et al., 2003), combined with the seasonal lag of few days marking the beginning of the dry season may partly explain the observed differences in terms of water content loss between the first site and the other two. Partly because of this difference in water content loss rate, fire risks become significant at very early stages in the northern open savannas of the Sahel. This is exacerbated by the combined effects of rapid loss of FMC due to the low woody cover in this region, the high temperatures, and the region's very porous soils, which have low water holding capacity. Together, these factors create environmental conditions that are suitable for early-season fires within two weeks of the last rainfall in the Sahel region.

Despite the wide area covered by savanna ecosystems in Africa, relatively little work has been conducted on predicting fire behavior in these savannas (Savadogo et al., 2007b; Stocks et al., 1996; Trollope and Trollope, 2002; Trollope et al., 2004). Most of the studies cited above concern southern African savannas and focused on the ecology of fire or the various causes of burning. The results obtained in this work for Sudanian savannas (at the second and third sites) are in agreement with those from a previous study conducted in West African woodland savannas (Savadogo et al., 2007b). While some authors (Hély et al., 2003a; van Wilgen and Scholes, 1997) have reported that a minimum fuel load of approximately 200–250 gm⁻² is required to support fire in the southern African savannas, our results indicate that fire propagation is possible with a fuel load that is less than half this value (94 gm⁻² on average), which is similar to the findings of Savadogo et al. (2007b) for other West African savannas. We attribute this result to both the importance of the high grass cover (which does not necessarily correlated with the fine fuel load; $r = 0.34$) and the fast

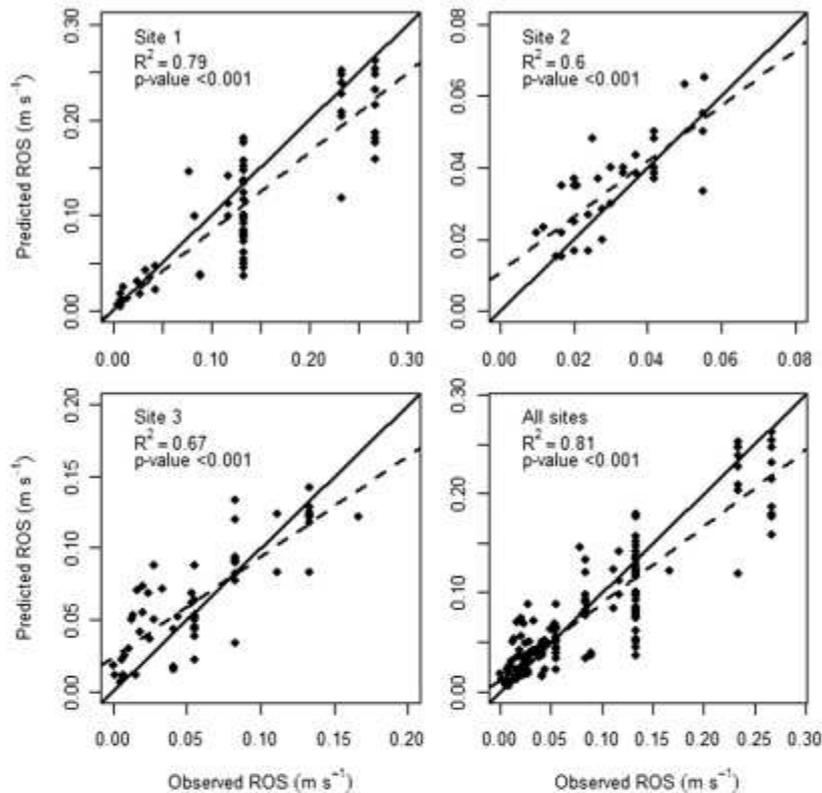


Fig. 7. Observed rates of spread plotted against predicted values obtained from BehavePlus simulations. The dashed line is the linear regression, whereas the plain line shows the first bisector line that is representative of full agreement.

wind speeds, which were not reduced by the region's low tree density and which significantly affected ROS, especially in the first site located in the Sahel. Several studies (Gambiza et al., 2005; Stocks et al., 1996) conducted in southern African savannas found ROS ranges comparable to those observed in this work, again with slightly lower fuel loads than those suggested at the continental scale. The negative relationship between ROS and fuel load is probably indirectly due to the compactness of herbaceous fine fuels as well as to the curing percentage – the presence of green material may have interfered with fire propagation.

The average observed FI values in this work were lower than those reported by Savadogo et al. (2007b) in the framework of early-season prescribed fires (ca 600 kWm^{-1} versus 233 kWm^{-1} in the present study). This may be due to the fact that we conducted most of our prescribed fires between mid-October and mid-November while Savadogo et al. (2007b) conducted theirs over a very short period later in the dry season (between November 30th and December 4th). At this later stage, more extensive fuel desiccation would be expected, yielding increased fire intensity with efficient combustion and maximum combustion completeness. Conversely, the earlier fires conducted in this work were initiated at a point when the fuel moisture content would still have been relatively high and variable.

Reliable predictions of fire ROS and the proportion of fuel consumption are both helpful for forestry management. Indeed, the practice of early-season prescribed fires aims to reduce fuel loads in order to minimize the impact of late-season fires (Wardell et al., 2004). The high concordance between the BehavePlus simulations and the observed ROS values indicate that this model and the related nomographs are promising tools for predicting early-season fire behavior. However, they still need further development because although we can partially attribute the predictions slightly underestimated the ROS at low moisture contents and slightly overestimated the ROS for very high (>83% of dry weight) live fuel moisture contents. The first of these problems is probably due to the minimum live fuel moisture value of 30% for the BehavePlus system; considerably lower values were observed in the field. However, we have not yet established an explanation for the slight overestimation of ROS when the live fuel moisture content is very high (>83% of dry weight). The BehavePlus FI predictions were not satisfactory for the first two sites but those for the third site were encouraging.

In African savanna ecosystems, the use of locally developed fuel models is recommended when working with BehavePlus because fuel biomass differences depend on the primary production and thus on annual rainfall (Hély et al., 2003a, 2007). This is even more

important in open savannas where the low tree density provides only light twig and leaf litter loads relative to the dominant grass production. Grass curing changes the fuel composition, which is initially dominated by live fuel that is hard to burn but later consists primarily of readily-ignited dead fuel. The comparisons between observed and predicted fire behavior variables drawn up in this work are reliable because we calibrated our fuel models against field data and validated the fire behavior simulations against independent fire measurements.

The goal of using prescribed burns in fire research is to approach as closely as possible the normal conditions of fire in the field. However, this objective is not always achieved. Indeed, Laris and Wardell (2006) highlight several limitations of the methods used to establish experimental prescribed fires in much fire research. They note that experimental conditions are often far from ideal, the burn timing dates are sometimes inadequate and the homogeneity of the plots limits their application in heterogeneous areas. These methodological problems could limit the practical relevance of the results obtained. Overall, the methodological approaches used in several recent studies are similar to those used here. However, there are important differences in terms of the sizing of the studied plots. While the plots examined in such studies are generally square, their size differs between studies even when they focus on similar savanna ecosystems. For example, one previous work dealt with 20×20 m plots in a savanna woodland in West Africa (Savadogo et al., 2007b), another considered 50×50 m plots in a savanna woodland in Southern African (Gambiza et al., 2005), and another still investigated 120×120 m in plots southern African dambos that are representative of edaphic grassy savanna (Hély et al., 2003a). Usually, the plot size is set according to the nature of the grass cover in order to obtain homogeneous plots. As was done in the previous studies, we took care in this work to select sites that were representative of the landscape on a sub-regional scale in terms of vegetation structure, composition and fuels (for both the herbaceous and woody layers). Our sites were therefore both representative of the regional vegetation structure and homogeneous inside their own fire-break boundaries. Such pre-sampling attention may justify the concordance between the observed and predicted results and bodes well for the future practical applications of these results in Senegal.

5. Conclusion

This study, which was primarily based on field experiments, constitutes a first step toward addressing the lack of accurate scientific knowledge on planning early-season prescribed fires. The results show that fuels in the studied Senegalese savannas consisted exclusively of herbaceous biomass although their characteristics were site-specific. Moreover, it was found that the optimal period for early-season prescribed burns always begins after the final rainfall since before this, the fuels will be too wet to sustain ignition. It is thus necessary to consider parameters relating to both fuel characteristics and weather conditions when planning early season prescribed fires. Our results also indicated that the mechanisms of ignition were similar in all three savanna ecosystems. Probabilities of ignition were influenced by the fuel moisture content and relative humidity. The fires' rate of spread was determined by several fuel parameters and weather conditions, while fuel consumption was solely influenced by the dead and live fuel loads. The agreement between the BehavePlus predictions and fire behavior observations was very good at the regional scale, and tools derived from this model could be valuable for planning prescribed fires according to the desired fire behavior. Finally, we predicted the risks of fire initiation and aspects of fire behavior using statistical methods and simulations. Although these methods can already be

useful for forest managers, research in this area should continue in order to increase their usefulness and predictive accuracy. Our findings also indicate a strong need to study tree mortality in order to compare the effects of early and late-fires on woody vegetation.

Acknowledgments

Financial support for this work was obtained via M. Sow's grants from the West African Network for Studies of Environmental Change (Wansec)/DANIDA, the French Cooperation (French Embassy in Senegal), the International Foundation for Science (IFS), and the Senegalese Government via the FIRST program (Fonds d'Impulsion pour la Recherche Scientifique et Technique).

We thank Fabien Tinquaut, Thomas Ibanez, and Marine Pasturel from CEREGE (UM34, Aix-en-Provence) for their help in statistics with R, as well as John Scott-Railton (University of California, Los Angeles) and Dirk Heine (E3 Foundation, Cambridge) for improving the English language of the manuscript.

Appendix

Table 1
(In the Appendix): Weather conditions during the experimental burns.

Sites	Air temperature (°C)			Relative humidity (%)			Wind speed (ms ⁻¹)		
	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max
1	31	37.82	48	12	25.37	53	0.7	2.81	6
2	33	37.32	42	14	21.32	37	Calm	0.98	1.9
3	30	33.32	38	26	39.55	56	Calm	1.37	3
All sites	30	36.16	48	12	29.68	56	Calm	2	6

Table 2
Definition of the Senegalese fuel model to be input in the BehavePlus system. This fuel model was adapted from the BehavePlus "short grass and tall grass models" based on fuel estimates from field measurements.

Input variables	Input value	Units
1-h SA/V	4921	m ³ /m ³
live herbaceous SA/V	4921	m ³ /m ³
live woody SA/V	4921	m ³ /m ³
Dead fuel moisture of extinction	100	%
Dead fuel heat content	16,890	kJ/kg
Live fuel heat content	16,890	kJ/kg
Canopy bulk density	0.016	kg/m ³
10-h moisture	1	%
100-h moisture	1	%
Live woody moisture	30	%
Foliar moisture	100	%
Slope steepness	0	%

References

- Alpo, L.E., Banoïn, M., Grouzis, M., 2003. Effet de l'arbre sur la production et la qualité fourragère de la végétation herbacée: bilan pastoral en milieu sahélier. *Revue de Médecine Vétérinaire* 154, 619–628.
- Alleaume, S., Hély, C., Leroux, J., Korontzi, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2005. Using MODIS to evaluate heterogeneity of biomass burning in southern African savannas: a case study in Etosha. *International Journal of Remote Sensing* 26, 4219–4237.
- Andrews, P.L., 2008. BehavePlus Fire Modeling System: Past, Present, and Future. US Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula, Montana.
- Andrews, P.L., 2008. BehavePlus Fire Modeling System, Version 5.0: Variables. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula, Montana.
- Archibald, S., Roy, D.P., van Wilgen, B.W., Scholes, R.J., 2009. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. *Global Change Biology* 15, 613–630.
- Archibald, S., Scholes, R.J., Roy, D.P., Roberts, G., Boschetti, L., 2010. Southern African fire regimes as revealed by remote sensing. *International Journal of Wildland Fire* 19, 861–878.

- Burgan, R.E., Rothermel, R.C., 1984. BEHAVE: Fire Behavior Prediction and Fuel Modeling System—FUEL Subsystem. USDA Forest Service Technical Report INT-167.
- Byram, G.M., 1959. Combustion of forest fuels. In: Brown, A.A., Davis, K.F. (Eds.), *Forest Fire: Control and Use*. New York, pp. 61–89.
- Chuvpilo, E., Aguado, I., Dimitrakopoulos, A.P., 2004. Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2284–2293.
- Chuvpilo, E., González, L., Verdú, F., Aguado, I., 2009. Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Wildland Fire* 18, 430–441.
- Chuvpilo, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Barra, P., Riva, J.d.I., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A., Zamora, R., 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* 221, 46–58.
- Collectif, 2007. Atlas du Sénégal. Les éditions Jeune-Afrique. Paris.
- CSE, 2009. Suivi des feux de brousse au Sénégal (2008–2009). Rapport d'activités, Dakar.
- Dauriac, F., 2004. Suivi multi-échelle par télédétection et spectroscopie de l'état hydrique de la végétation méditerranéenne pour la prévention du risque de feu de forêt. Thèse de Doctorat, ENGREF, Montpellier.
- DEFCCS, 2009. Rapport annuel des activités. Dakar.
- Furley, P.A., Rees, R.M., Ryan, C.M., Saiz, G., 2008. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. *Progress in Physical Geography* 32, 611–634.
- Gambiza, J., Campbell, B.M., Moe, S.R., Frost, P.G.H., 2005. Fire behaviour in a semi-arid Baikiaea plurijuga savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science* 101, 239–244.
- GGAOF, 1954. Décret du 12 avril 1954 autorisant 'à titre préventif' les 'feux précoques' dans les zones guinéennes et soudanaises. Afrique Occidentale Française.
- GGAOF, 1955. Décret no. 55.582 du 20 mai 1955 portant autorisation d'utiliser le feu pour le débroussaillage et le renouvellement du pâturage. Afrique Occidentale Française.
- Heinl, M., Frost, P., Vanderpost, C., Silva, J., 2007. Fire activity on drylands and floodplains in the southern Okavango Delta, Botswana. *Journal of Arid Environments* 88, 77–87.
- Hély, C., Alleaume, S., 2006. Fire regimes in dryland landscapes. In: D'odorico, P., Porporato, A. (Eds.), *Dryland Ecohydrology*. Springer, pp. 283–301.
- Hély, C., Alleaume, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2003a. SAFARI-2000 characterization of fuels, fire behavior, combustion completeness, and emission from experimental burns in infertile grass savannas in western Zambia. *Journal of Arid Environments* 54, 381–394.
- Hély, C., Flannigan, M., Bergeron, Y., 2003b. Modeling tree mortality following wildfire in the Southeastern Canadian mixed-wood boreal forest. *Forest Science* 49, 366–376.
- Hély, C., Caylor, K.K., Dowry, P., Alleaume, S., Swap, R.J., Shugart, H.H., Justice, C.O., 2007. A temporally explicit production efficiency model for fuel load allocation in Southern Africa. *Ecosystems* 10, 1116–1132.
- Laird, P., Wardell, D.A., 2006. Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *The Geographical Journal* 172, 271–290.
- Mahamane, A., Saadou, M., 2008. Méthodes d'étude et d'analyse de la flore et de la végétation tropicale. In: Actes de l'atelier sur l'harmonisation des méthodes Niamey du 4 au 9 août 2008. Eds Sustainable Use of Natural Vegetation in West Africa Niamey.
- Mbatha, K.R., Ward, D., 2010. The effects of grazing, fire, nitrogen and water availability on nutritional quality of grass in semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Arid Environments* 74, 1294–1301.
- Mbow, C., Sambou, B., Ba, A.T., Goudiaby, A., 2003. Vegetation and fire readiness in main morphological units of Niokolo Koba National Park (Southeast Senegal). *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography* 103, 55–62.
- Mbow, C., Golta, K., Béné, G.B., 2004. Spectral indices and fire behavior simulation for fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 91, 1–13.
- Monserud, R.A., Leemans, R., 1992. Comparing global vegetation maps with the kappa statistic. *Ecological Modelling* 62, 275–293.
- R Development Core Team, 2007. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> (the date when the reference was last accessed 07.11.11).
- Sagna, P., 2005. Dynamisme du climat et de son évolution dans la partie ouest de l'Afrique occidentale. Tome II. Thèse de doctorat d'Etat de géographie, Université Cheikh Anta Diop, Dakar.
- Sawadogo, F., Sawadogo, L., Tiveau, D., 2007a. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 80–92.
- Sawadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D., Tigabu, M., Odén, P.C., 2007b. Fuel and fire characteristics in savanna – woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *International Journal of Wildland Fire* 16, 531–539.
- Scherrer, B., 2007. Biostatistique. Les éditions de la Chenelière, Montréal.
- Stocks, B.J., Wilgen, B.W., Trollope, W.S.W., McRae, D.J., Mason, J.A., Weirich, F., Poggeler, A.L.F., 1996. Fuels and fire behavior dynamics on large-scale savanna fires in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Geophysical Research* 101, 541–550.
- Tapian, G.G., Sall, M., Wood, E.C., Cushing, M., 2004. Ecoregions and land cover trends in Senegal. *Journal of Arid Environments* 59, 427–462.
- Trollope, W.S.W., Trollope, L.A., 2002. Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. In: Vegas, D.X. (Ed.), *Proceedings of IV International Conference on Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, 18–23 November 2002, Luso, Coimbra, Portugal. Millpress, Rotterdam.
- Trollope, W.S.W., Trollope, L.A., Poggeler, A.L.F., Zambatis, N., 1996. SAFARI-92 characterization of biomass and fire behavior in the small experimental burns in the Kruger National Park. *Journal of Geophysical Research* 101, 531–539.
- Trollope, W.S.W., Rouse, C.J., Geldenhuys, C.J., 2004. Fire behaviour. In: Goldammer, J.G., de Ronde, C. (Eds.), *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Saharan Africa*. Global Fire Monitoring Center, Freiburg, pp. 27–59.
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mi, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., deFries, R.S., Jin, Y., van Leeuwen, T.J., 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 11707–11735.
- van Wilgen, B.W., Scholes, R.J., 1997. The vegetation and fire regimes of the southern hemisphere Africa. In: van Wilgen, B.W., Andreae, M.O., Goldammer, J.G., Lindsey, J.A. (Eds.), *Fire in Southern African Savannas: Ecological and Atmospheric Perspectives*. Witwatersrand University Press, Johannesburg, pp. 27–46.
- Vasconcelos, H.L., Pacheco, R., Silva, R.C., Vasconcelos, P.B., Lopes, C.T., Costa, A.N., Bruna, E.M., 2009. Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PLoS ONE* 4, 1–9.
- Wardell, D.A., Nielsen, T.T., Raimussen, K., Mbow, C., 2004. Fire history, fire regimes and fire management in west Africa: an overview. In: Goldammer, J.G., de Ronde, C. (Eds.), *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Saharan Africa*. Global Fire Monitoring Center, Freiburg, pp. 250–281.

Annexe 4.b. Article Publié

Sow, Momadou., Mbow, Cheikh., Hély, Christelle., Fensholt, Rasmus., Sambou, Bienvenu., 2013. Estimation of Herbaceous Fuel Moisture Content Using Vegetation Indices and Land Surface Temperature from MODIS Data. **Remote Sensing**, 5, 2617-2638.

Article

Estimation of Herbaceous Fuel Moisture Content Using Vegetation Indices and Land Surface Temperature from MODIS Data

Momadou Sow ^{1,2,3,*}, Cheikh Mbow ^{1,†}, Christelle Hély ^{2,‡}, Rasmus Fensholt ⁴
and Bienvenu Sambou ¹

¹ Institut des Sciences de l'Environnement (ISE), Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal; E-Mails: c.mbow@cgiar.org (C.M.); bienvenu.sambou@ucad.edu.sn (B.S.)

² Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE), Université Aix-Marseille III, CNRS UMR 7330, Europôle de l'Arbois, B.P. 80, F-13545 Aix-en-Provence cedex 4, France; E-Mail: christelle.hely-alleaume@univ-montp2.fr

³ Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LERG), Ecole Supérieure Polytechnique (ESP)/FST, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal

⁴ Section of Geography, Department of Geosciences and Natural Resource Management, Faculty of Science, University of Copenhagen, Oster Voldgade 10, 1350 Copenhagen K, Denmark; E-Mail: rf@geo.ku.dk

[†] Current Address: ICRAF (World Agroforestry Centre), SD6 United Nations Avenue, P.O. Box 30-677 Gigiri, Kenya

[‡] Current Address: Centre de Bio-Archéologie et Ecologie (CBAE), Laboratoire Paléoenvironnements et Chronécologie (PALECO), Ecole Pratique des Hautes Etudes, UMR 5059, Institut de Botanique, 163 rue A. Broussonnet, F-34090 Montpellier, France

* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail: momadou@yahoo.fr; Tel.: +221-77-152-56-60.

Received: 21 March 2013; in revised form: 25 April 2013 / Accepted: 25 April 2013 /

Published: 24 May 2013

Abstract: The monitoring of herbaceous fuel moisture content is a crucial activity in order to assess savanna fire risks. Faced with the difficulty of managing wide areas of vegetated surfaces, remote sensing appears an attractive alternative for terrestrial measurements because of its advantages related to temporal resolution and spatial coverage. Earth observation (EO)-based vegetation indices (VIs) and the ratio between Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and surface temperature (ST) were used for

assessment of herbaceous fuel moisture content estimates and validated against herbaceous data collected in 2010 at three open savanna sites located in Senegal, West Africa. EO-based estimates of water content were more consistent with the use of VI as compared to the ratio NDVI/ST. Different VIs based on near-infrared (NIR) and shortwave infrared (SWIR) reflectance were tested and a consistent relationship was found between field measurements of leaf equivalent water thickness (EWT) from all test sites and Normalized Difference Infrared Index (NDII), Global Vegetation Moisture Index (GVMI) and Moisture Stress Index (MSI). Also, strong relationships were found between fuel moisture content (FMC) and VIs for the sites separately; however, they were weaker for the pooled data. The correlations between EWT/FMC and VIs were found to decrease progressively as the woody cover increased. Although these results suggest that NIR and SWIR reflectance can be used for the estimation of herbaceous water content, additional validation from an increased number of study sites is necessary to study the robustness of such indices for a larger variety of savanna vegetation types.

Keywords: herbaceous moisture content; vegetation indices; land surface temperature; remote sensing; MODIS; Senegal

1. Introduction

Savanna fires play a major role in ecosystem dynamics in dry tropical areas [1,2]. Due to an increased number of fires ignited by humans, fire frequency on savanna ecosystems has increased during the last decades to a level where it has become a threat to biodiversity and ecosystem stability [3]. Although the cause of ignition in most cases is related to rural livelihoods, the severity of a fire depends on many biophysical factors, such as vegetation water status, topography, and wind direction [4]. The vegetation fuel moisture is a critical parameter in fire ignition because flammability is closely limited by leaf water content [5]. Therefore, the monitoring of vegetation water content is fundamental in assessing the risk of fire [6–11]. Ground measurements of herbaceous water content are labor intensive and expensive if performed over larger areas and therefore difficult to apply at the regional scale. The phenology adds another level of complexity which is related to the short time window during which fuel moisture drop down rapidly (a few weeks after the end of the rainy season). To overcome these limitations, satellite remote sensing is suggested as an attractive solution due to large area coverage, high temporal frequency and non-destructive alternatives to expensive field measurements of vegetation water content [12–15].

Considering the varying spatial and temporal dynamics of vegetation biophysical variables such as canopy water content, the use of earth observation (EO) data is a great opportunity for acquiring real-time continuous information on vegetation status [13,14,16]. The estimation of vegetation water content from satellite data has been attempted using high and low spatial resolution sensors. The high resolution reduces noise in quantitative correlation with field data by providing a higher spatial accuracy [11,17]. However, the main constraint of using high or moderate spatial resolution data for vegetation monitoring is the low temporal resolution (e.g., revisit cycle of 16 days for Landsat) while

vegetation water content can vary with a significantly higher temporal frequency [18]. The low spatial resolution data offers a higher temporal resolution (e.g., daily or 10-daily) provided by high-temporal satellite sensors (e.g., Advanced Very High Resolution Radiometer—AVHRR; Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer—MODIS; and *Satellite Pour l'Observation de la Terre*—SPOT VEGETATION) and are more likely to be used operationally since fire managers require frequent updates of water content [5,11]. The use of satellite remote sensing data for analysis of vegetation is traditionally based on the use of various spectral indices. The best known of these is the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) indicating the chlorophyll content of vegetation from the combined use of the red and near infrared wavebands [19]. NDVI has also been used as a proxy of vegetation water content in several studies based upon the assumption of chlorophyll content dependency of canopy water content [8,19–24]. This assumption may be correct for some conditions but cannot be generalized to all ecosystems [11,25]. Variations in chlorophyll content can be caused by water stress but also by normal phenological status of the plant, atmospheric pollution, nutrient deficiency, toxicity, plant disease, and radiation stress [26].

Since the mid-1990s, several studies [16,25,27–35] have focused on combining information from different wavelengths and showed the ability of near infrared (NIR) (0.7–0.9 μm) and short wave infrared (SWIR) (1.2–2.5 μm) to determine vegetation water content [25,28,30,31,36]. In addition to VIs, several studies have proven the potential use of combining NDVI and surface temperature (ST) for predicting vegetation moisture [5,37,38]. The primary basis for this relationship should be found in the unique spectral reflectance-emittance properties of plant leaves in the red and infrared wavelengths combined with the low thermal mass of plant leaves relative to soil. Plant spectral reflectance patterns provide a possibility to remotely sense surface variations in green biomass [39]. Similarly, transpiration and the limited thermal mass of plant leaves provides a possibility to distinguish between vegetation and soil background properties from thermal infrared observations [40]. Plant leaves actively exchange absorbed solar radiation through transpiration. During daylight hours, plant leaves (in the absence of water stress) maintain a temperature close to air temperature, whereas exposed, dry soil temperatures are much higher than air temperatures [41].

Studies on the monitoring of vegetation water content by remote sensing for fire risk assessment are numerous, and many have focused on ecosystems located in midlatitudes [29,42] and in North America [13,14,30]. Generally, these studies compared the ability of spectral approaches operating in the shortwave optical domain to predict vegetation water content across different plant functional types. These studies provided mostly encouraging results on the ability of remote sensing to monitor vegetation water content. Also, studies in Sahel covering a variety of open savanna ecosystems have been conducted [11,16,18,25,28,35]. The Sahel is characterized as a region highly affected by fire and where the monitoring of vegetation water content could potentially play an important role in the assessment of fire risk for subsequent fire management.

This study aims at testing relationships between vegetation indices based on (1) NIR/SWIR reflectance data, (2) the combined use of NDVI/ST and field measurements of herbaceous water content in the Senegalese savanna ecosystems, to assess the ability of remotely sensed information to predict herbaceous water content for improved fire risk assessment. Both daily and eight-day composite products from 2010 are tested to study the importance of image acquisition timeliness when monitoring a highly fluctuating biophysical variable like vegetation water content. Extensive

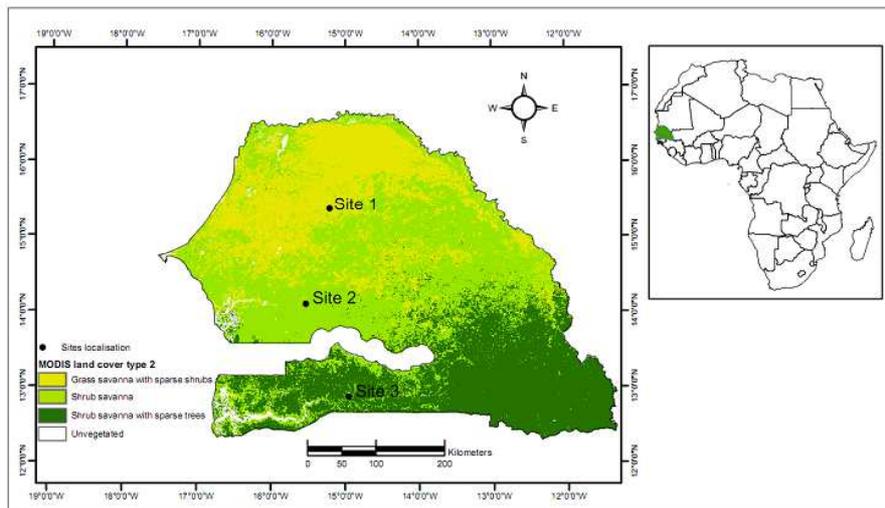
validation data, collected in the field, cover three different savanna types to account for spatial and ecological differences in the sensitivity of the indices tested. The focus in this study is on herbaceous vegetation water content, since most fires in the semi-arid to sub-humid areas are mainly surface fires fueled by the herbaceous vegetation layer.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

Three sites were selected following a north–south gradient taking into account the main eco-climatic regions of Senegal along an increasing rainfall gradient (Sahelian area, northern Sudanian area and southern Sudanian area (Figure 1).

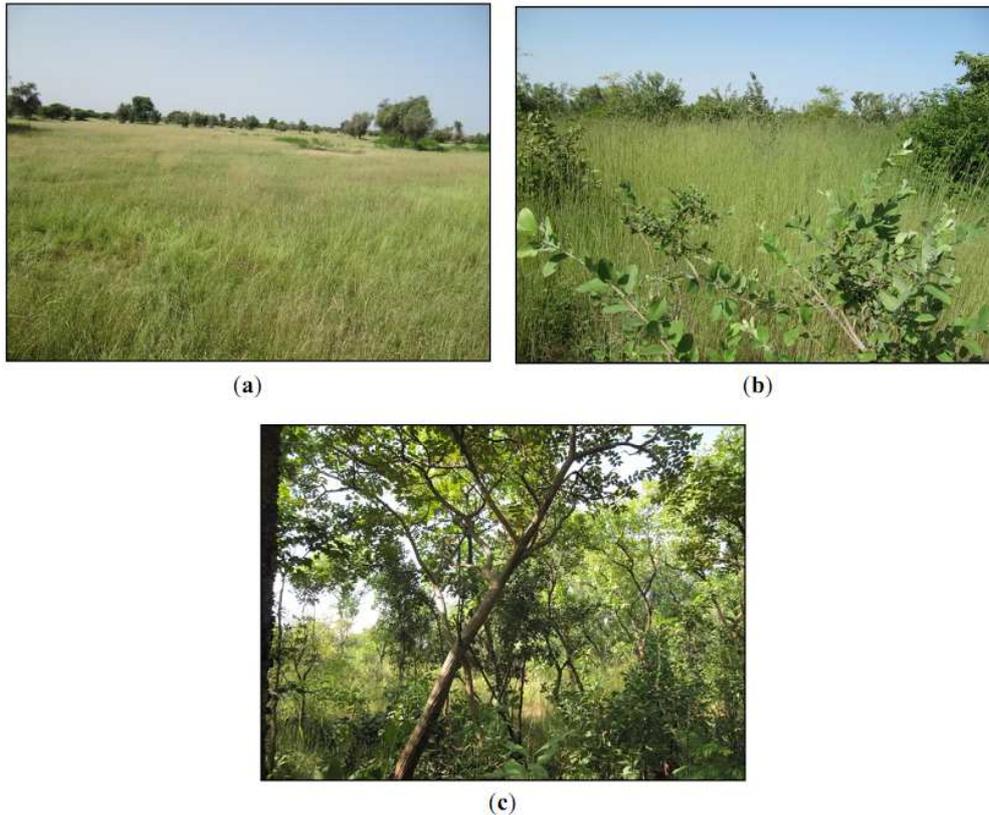
Figure 1. MODIS (MCD12Q1) land cover classification and location of biomass sampling sites in the main ecosystems of Senegal (Source NASA: <http://e4ftl01.cr.usgs.gov/MOTA/>).



The first site is located at 15°16'3"N, 14°51'55"W near the village of Barkedji in the northern part of the country. In the central Sahel, the rainy season extended from July to September with annual rainfall ranging from 200 to 400 mm [16]. The length of the rainy seasons ranges changes from three to six months from northernmost to the southernmost site. Relative humidity can reach a minimum of 10% in the northern part (in May), as a consequence of high temperatures and high evaporating power of the region's hot and dry harmattan wind. In the early stages of the dry season, the harmattan winds primarily influence the northeast of Senegal before moving to the southern continental regions [43]. Conversely, the relative humidity can exceed 75% throughout the entire region when the summer monsoon starts in July. The annual mean of the maximum temperatures for the region is above 35 °C. The vegetation is a grassland (Figure 2) dominated by annual grasses: *Eragrostis gangetica*, *Eragrostis tremula*, *Schoenefeldia gracilis*, *Zornia glochidiata*, *Dactyloctenium aegyptium*,

Aristida mutabilis, *Cenchrus biflorus*, *Chloris virgata*, *Aristida fuiculata* and *Polycarpea linearifolia*. The sparse woody layer is dominated by *Balanites aegyptiaca*, *Boscia senegalensis*, *Adenium obesum*. The woody cover did not exceed 11% [44], as determined by the method outlined by Mahamane and Saadou [45] based on physiognomy and floristic composition.

Figure 2. Composition and distribution of vegetation typical for the three sites: (a) grassland; (b) shrub savanna; (c) shrub savanna with sparse trees.



The second site is located at 13°52'59"N, 15°25'0"W near the village of Maka in central Senegal. Over the northern Sudanian region, the rainy season extended from June to October with annual rainfall ranging from 700 to 800 mm. The relative humidity ranges from 34% to 79%. The average annual temperature is *ca.* 29 °C. The savanna vegetation (Figure 2) includes shrub and tree species (*Combretum glutinosum*, *Guiera senegalensis*, *Sterculia setigera*, *Pterocarpus erinaceus* and *Cordyla pinnata*) with a total woody cover estimated to be 29% [44]. The herbaceous layer is continuous and dominated by *Andropogon pseudapricus*. However, we noted the presence of *Pennisetum pedicellatum*, *Spermacoce chaetocephala* and *Spermacoce stachydea*.

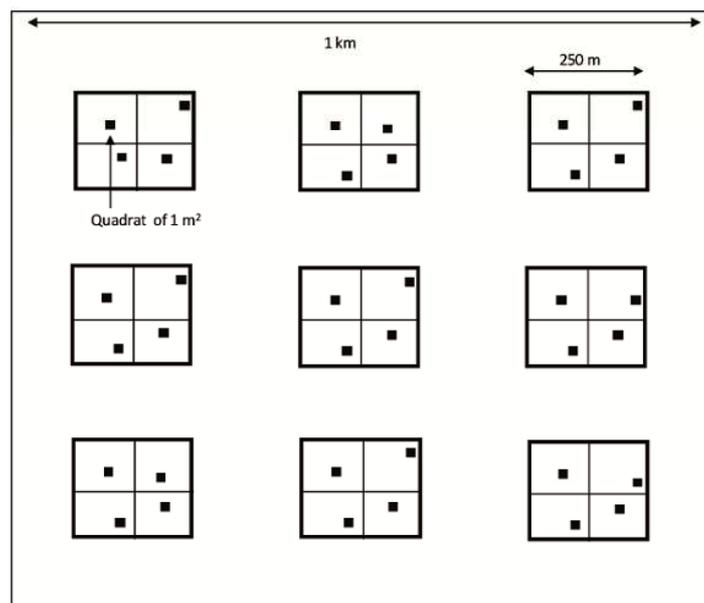
The third site is located at 12°49'0"N, 14°52'0"W near the village of Dioulacolon in the southern Sudanian area. During the rainy season (May to October), annual rainfall varies from 800 to

1,200 mm. The relative humidity ranges from 37%–89% and the annual mean temperature is *ca.* 28 °C. The landscape composition includes shrub savannas and woodlands with a continuous grass layer (Figure 2) dominated by *Andropogon pseudapricus*, *Ctenium villosum*, *Andropogon gayanus*, and *Indigofera leptoclada*. Woody vegetation is dominated by *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Strychnos spinosa*, *Crossopteryx febrifuga*, *Terminalia macroptera* and *Bombax costatum*. The total woody cover at this site is estimated to be close to 50% [44].

2.2. Experimental Design for Biomass Sampling

In each of the three sites, a quadratic experimental plot of 1 km² was established including nine sub-plots of 250 × 250 m (Figure 3).

Figure 3. The experimental design for biomass collection covered 1 km², including nine plots of 250 × 250 m from which four samples were collected at random locations using a 1 m² quadrat. The geographic coordinates of the MODIS 1 km² LST pixel corners were used to outline the experimental plot area for the best possible match of footprints from MODIS data and ground observations.



The specific location of the experimental plots was selected based on landscape physiognomy at the 1-km² level and the sub-plots were selected to include the dominant herbaceous species in the area. Measurements of herbaceous water content must occur at the right time and for the most representative grass cover, in order to properly capture the variations of water content that vary over space and rapidly declines at the end of the rainy season. Data collections were conducted in each site on a daily basis starting eight days after the last rain in 2010. This timing allowed comparing trends of water content for the three sites at the early dry-season. To be able to start the collection of biomass eight

days after the last rain, we used predictions (through a personal communication) of the potential period of the end of rainfall season in different areas of Senegal from the National Agency of Meteorology in Senegal (ANAMS). Due to the distance separating sites, three teams carried out the field work, simultaneously applying an identical methodological protocol. For 32 days, we conducted daily data collection at 14–15 h coinciding with the driest period of the day (Sow, unpublished data). Aboveground herbaceous biomass in each 1 m² quadrat was harvested. In each plot of 250 m, four samples were collected, and weighed directly in the field to avoid water loss [29]. The average of the four samples constituted the sample weight of fresh biomass in the plot and was disposed in a hessian bag before being oven-dried at 60 °C until constant dry weight was obtained [46,47].

The direct method for the estimation of the herbaceous water content was made on the basis of two different metrics: (i) the fuel moisture content [4,5,8,29,48] and (ii) the equivalent water thickness at leaf level [25,27–31,49–51]. *FMC* (Equation (1) [5,11,52]) is defined as the percentage of moisture content as compared to dry material weight as follows:

$$FMC = ((FW - DW) / DW) \times 100 \quad (1)$$

where *FW* is the fresh weight measured in the field and *DW* the oven dry weight of the same sample.

Similarly, leaf *EWT* is defined as the quantity of water per herbaceous unit area as follows (Equation (2) [29,47,52]):

$$EWT = (FW - DW) / A \quad (2)$$

where *A* is an estimation of the area covered by herbaceous and expressed in m² in the plot of 1 m² quadrat. *FMC* indicates the intrinsic moisture of the plants, while *EWT* indicates water content per unit surface area of the vegetation [29].

The average water content at the plot level was then compared to the VI of the corresponding geographic pixels. For the part of the analyses including comparisons to the eight-day MODIS data, daily field-based water content estimates were averaged to produce eight-day values.

2.3. MODIS Data and Processing

The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) surface reflectance product was used due to the high spectral and temporal resolution required for this study. The MODIS sensors onboard the Terra and Aqua platforms have daytime crossing over Senegal at about 10 h and 14 h, respectively. We selected the MODIS Aqua data for this study to minimize the time difference between satellite acquisition and the samples collected in the field (between 14 and 15 h). MODIS Collection 5 data were downloaded from the National Aeronautic and Space Administration (NASA) (<http://reverb.echo.nasa.gov/reverb/>). The different MODIS products used included both daily observations of surface reflectance and land surface temperature (98 scenes) and eight-day composites surface reflectance and land surface temperature (12 scenes) covering the period from 6 October to 23 November 2010 (Table 1).

Table 1. Characteristics of the MODIS products used in this study.

Product Short Name	Product Description	Year
MYD09GA	MODIS/Aqua Surface Reflectance Daily Level 2 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010
MYD11A1	MODIS/Aqua Land Surface Temperature/Emissivity Daily Level 3 Global 1 km SIN Grid Collection 5	2010
MYD09A1	MODIS/Aqua Surface Reflectance Eight-day Level 3 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010
MYD11A2	MODIS/Aqua Land Surface Temperature/Emissivity Eight-day Level 3 Global 1 km SIN Grid Collection 5	2010
MCD12Q1	MODIS/Terra + Aqua Land Cover Type Yearly Level 3 Global 500 m SIN Grid Collection 5	2010

Surface reflectance and land cover data products are available in a 500-m spatial resolution, whereas the land surface temperature (LST) product has a spatial resolution of 1 km. The MODIS data sets are provided in Sinusoidal (SIN) mapping grid. The MODIS data were therefore reprojected to Universal Transverse Mercator System (UTM) and re-sampled using Nearest Neighbor using the MODIS Reprojection Tool (MRT, see https://lpdaac.usgs.gov/tools/modis_reprojection_tool for download). The computing of spectral indices and statistical analyses were conducted using both the ENVI 4.5 and R software [53].

The daily MODIS and eight-day MODIS composite data products include a data quality assessment (QA-data) product providing information on overall usefulness and cloud condition on a per-pixel basis. For the daily MODIS reflectance observations (MYD09GA) the Reflectance Data State QA “cloud state” parameter was used (bit 0–1) to screen for clouds. “Clear” was considered cloud free, whereas “cloudy” and “mixed” were considered cloud contaminated. For the daily LST observations the Daytime LST quality control “Data quality flag” parameter was used to screen for clouds (bit 2–3). “Good quality” was considered cloud free, whereas “Other quality” was considered cloud contaminated. Only observations being labeled as cloud-free were used in this study.

Similarly, for the eight-day MODIS composite (MYD09A1), the 500-m Reflectance Band Quality “MODLAND QA bits” parameter was used (bit 0–1). “Corrected product produced at ideal quality all bands” was considered cloud free, whereas “corrected product produced at less than ideal quality for some or all bands” were considered cloud contaminated. For the eight-day LST composite, the quality control for daytime LST and emissivity “data quality flag” parameter was used to screen for clouds (bit 2–3). “Good data quality of L1B in 7 TIR bands” was considered cloud free, whereas “other quality data” was considered cloud contaminated.

2.4. Vegetation Indices

In this study, we focused on the vegetation indices combining the satellite channels in the NIR and SWIR. Ideally, a VI should be sensitive to the type of dynamics of the vegetation cover to be studied, insensitive to changes in the soil layer and affected by atmospheric effects to a minimum [25,54–58]. Variations in leaf internal structure and leaf dry matter content influence the SWIR reflectance, thereby rendering SWIR reflectance unsuitable for vegetation water content estimates if not combined

with information from other wavelengths. The combined use of NIR and SWIR makes it possible to normalize for the influence on the reflectance signal related to variations in leaf internal structure and leaf dry matter content. Several studies support the theory that ratios, or normalized ratios, of these wavebands suppress the effect of variation in leaf scattering [25,27,28,52]. The NIR reflectance is affected by leaf internal structure and leaf dry matter content but not by water content [16]. By combining the NIR with the SWIR reflectance information, variations induced by leaf internal structure and leaf dry matter content can be removed and thus improve the accuracy in retrieving the vegetation water content [25].

Several VIs have been proposed over the years as based on observations from different satellite sensor systems including measurements in the SWIR wavelengths (primarily Landsat, SPOT and MODIS). These indices focus on the characteristics of water absorption in the SWIR (sensitive to changes in leaf water content) and the NIR (sensitive to changes in leaf internal structure) of the spectrum being designed as ratios or normalized ratios of broad wavebands in the NIR and the SWIR. Amongst the most referred indices are Normalized Difference Water Index—NDWI [31,59], Normalized Difference Infrared Index—NDII [17,60–62], Simple Ratio Water Index—SRWI [59,63], Moisture Stress Index—MSI [61], and Global Vegetation Moisture Index—GVMI [28]. GVMI uses a combination of the SWIR and NIR channel rectified for contamination by atmospheric effects using the blue-band channel [28]. However, we did not rectify our NIR observations [13,52,64] because MODIS data used here have been atmospherically corrected [65,66]. The ability of these indices to estimate herbaceous water content was tested in this study from MODIS surface reflectance data using equations reported in Table 2.

Table 2. Algorithms for the computing of vegetation indices extracted from literature. MODIS Band 2 (center μm) = 0.858 μm; Band 5 = 1.240 μm; Band 6 = 1.640 μm; Band 7 = 2.130 μm. NDWI (Normalized Difference Water Index); NDII (Normalized Difference Infrared Index); SRWI (Simple Ratio Water Index); MSI (Moisture Stress Index); GVMI (Global Vegetation Moisture Index).

Index	Algorithm	References
NDWI _(2,5)	$NDWI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}} = \frac{Band2 - Band5}{Band2 + Band5}$	[31,59]
NDII _(2,6)	$NDII = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}} = \frac{Band2 - Band6}{Band2 + Band6}$	[60–62]
NDII _(2,7)	$NDII = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}} = \frac{Band2 - Band7}{Band2 + Band7}$	[17,61]
SRWI _(2,5)	$SRWI = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{SWIR}} = \frac{Band2}{Band5}$	[59,63]
MSI _(6,2)	$MSI = \frac{\rho_{SWIR}}{\rho_{NIR}} = \frac{Band6}{Band2}$	[61]
MSI _(7,2)	$MSI = \frac{\rho_{SWIR}}{\rho_{NIR}} = \frac{Band7}{Band2}$	[61]
GVMI _(2,6)	$GVMI = \frac{(\rho_{NIR} + 0.1) - (\rho_{SWIR} + 0.02)}{(\rho_{NIR} + 0.1) + (\rho_{SWIR} + 0.02)} = \frac{(Band2 + 0.1) - (Band6 + 0.02)}{(Band2 + 0.1) + (Band6 + 0.02)}$	[28]

2.5. The Ratio between NDVI and Surface Temperature

Several studies demonstrated that the combined use of NDVI and surface temperature (ST) provides stronger relationships with water content than either of the two variables alone [5,23,67,68]. A positive correlation between the NDVI/ST ratio and fuel moisture is expected [67] and we use in this study the NDVI/ST ratio to predict vegetation water content.

The Normalized Difference Vegetation Index was computed from MODIS reflectance data using NIR and red bands as following [69]:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}} = \frac{Band2 - Band1}{Band2 + Band1}$$

The 500-m NDVI data were re-sampled to 1 km using the Nearest Neighbor algorithm to facilitate comparison with MODIS LST 1-km data.

The MYD11 L3 land surface temperature (LST) product, produced by NASA using the Generalized Split-Window (GSW) algorithm [70], is based on brightness temperatures measured in bands #31 (10.780–11.280 μm) and #32 (11.770–12.270 μm).

2.6. Statistical Analyses

All statistical analyses were carried out using the software R [53], and $P < 0.05$ was used to determine the significance of all tests. A correlation matrix was used to determine the satellite indices that were most highly correlated with the herbaceous water content measured in the field. Linear relationships were calculated between VIs and the ratio of NDVI/ST that correlated best with field measurements. Correlograms were performed to check for autocorrelation between observations and residuals from linear regression models were checked for normality and homoscedasticity [71].

Finally, the potential application of detecting changes in herbaceous water content at the end of the rainy season during the early fire-season was tested. For this, the best relationship computed using *in situ* measurements and the VIs from the eight-day MODIS surface reflectance data (covering the period of 6 October to 23 November 2010) was used to estimate the herbaceous water content changes over the country.

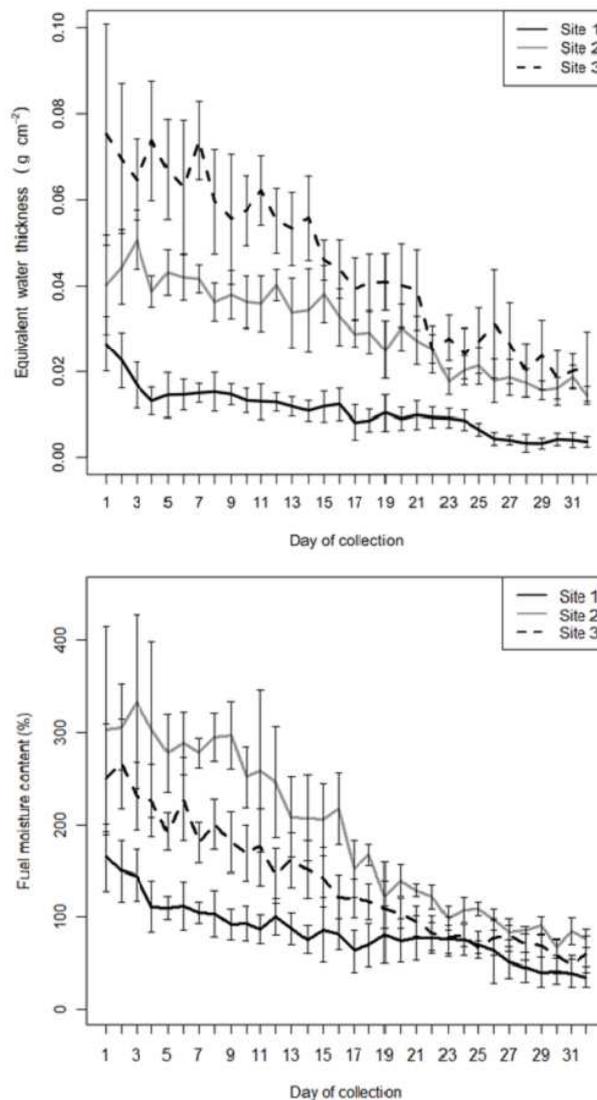
3. Results

3.1. Spatial and Temporal Evolution of Herbaceous Water Content from Field Measurements

During the 32 days of sampling collection of biomass for herbaceous water content estimates, the EWT results showed that the herbaceous water content increased from the north (Sahelian savannas) to the south (Sudanian savannas) following the rainfall gradient (Figure 4). The average values of EWT ranged between 0.011 and 0.045 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ for the three sites over the 6 October to 23 November 2010 period, with the highest EWT values (mean and variability) recorded at the southernmost location (Figure 4(top)). The temporal evolution of the water content was characterized by a continued downward trend for all sites. 40 days after the last rain, the herbaceous vegetation in the northern site had almost lost all its water content (0.003 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ being close to the dry weight), whereas it was

0.014 and 0.018 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ at sites 2 and 3, respectively. Unlike EWT, the FMC results showed that the highest values of herbaceous water content were recorded at the central site, also characterized by the highest variability between sub-sites (Figure 4(bottom)).

Figure 4. Temporal evolution of herbaceous moisture content from field observations at the three sites (Figure 1) using two metrics: Equivalent water thickness (EWT) (**top**) and fuel moisture content (FMC) (**bottom**). Measurements covered the period from 6 October to 23 November 2010. Day 1 corresponded to eight days after the last rain. Error bars (based on one standard deviation) represent the daily variability of moisture content from the nine plots in the experimental design.



3.2. Relationship between VIs and Field Measurements of Herbaceous Water Content

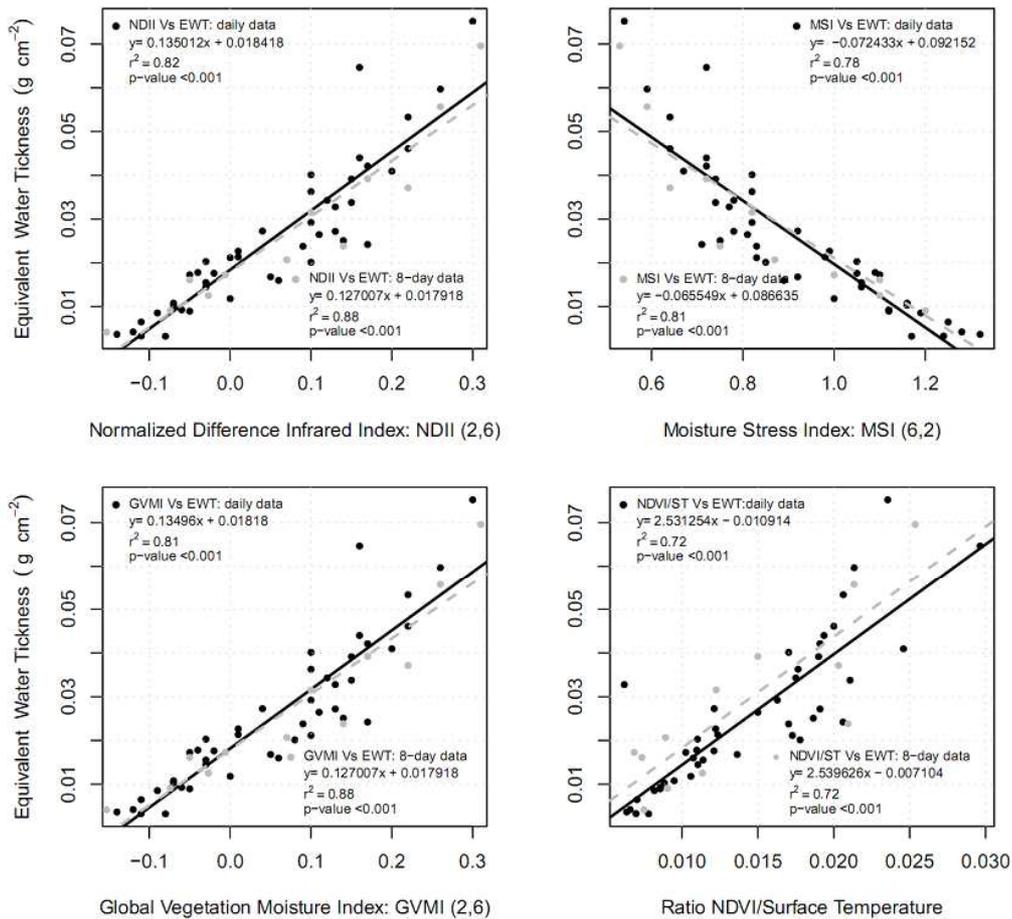
At the site level, the vegetation indices $NDII_{(2,6)}$, $MSI_{(6,2)}$, $GVMI_{(2,6)}$ and $NDVI/ST$ (computed from daily data) were in most cases highly correlated with both EWT and FMC (Table 3). The results showed that FMC is important for herbaceous water content assessment at the individual site level while EWT was found efficient at the site level and across site comparisons. Correlations between field measurements of water content and VIs decreased along the latitudinal gradient from the northernmost Sahelian site (r varied from 0.84 to 0.96) towards the southward Sudanian sites ($r = 0.27$ – 0.90 and 0.02 – 0.95 for sites 2 and 3, respectively) (Table 3).

Table 3. Correlation coefficients between field measurements of herbaceous moisture content and (1) vegetation indices and (2) ratio $NDVI/ST$. Fuel Moisture Content (FMC), Equivalent Water Thickness (EWT), Moisture Stress Index (MSI), Normalized Difference Infrared Index (NDII), Normalized Difference Water Index (NDWI), Global Vegetation Moisture Index (GVMI), Simple Ratio Water Index (SRWI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Surface Temperature (ST).

Vegetation Satellite Indices		Vegetation Indices							
		Site 1		Site 2		Site 3		All Sites	
		FMC	EWT	FMC	EWT	FMC	EWT	FMC	EWT
$MSI_{(6,2)}$	r	−0.92	−0.91	−0.82	−0.89	−0.80	−0.81	−0.62	−0.88
$MSI_{(7,2)}$	r	−0.92	−0.90	−0.44	−0.47	−0.60	−0.61	−0.46	−0.79
$NDII_{(2,6)}$	r	0.93	0.92	0.84	0.90	0.76	0.78	0.63	0.90
$NDII_{(2,7)}$	r	0.91	0.88	0.39	0.42	0.59	0.60	0.42	0.79
$NDWI_{(2,5)}$	r	0.85	0.84	−0.27	−0.30	0.94	0.95	0.08	0.11
$GVMI_{(2,6)}$	r	0.93	0.92	0.84	0.90	0.80	0.81	0.62	0.90
$SRWI_{(2,5)}$	r	0.85	0.84	−0.35	−0.39	−0.03	0.02	−0.08	−0.04
$NDVI/ST$	r	0.96	0.95	0.62	0.65	0.74	0.69	0.52	0.85

Based on the best correlations of EWT (as compared to FMC) with field observations, it was chosen only to focus on EWT estimates in the linear regression models for predicting vegetation water content from remote sensing data. The linear relationships between EWT and VIs derived from daily MODIS Aqua data were all highly significant ($p < 0.001$) with r^2 varying from 0.78 with $MSI_{(6,2)}$ to 0.81 and 0.82 with $GVMI_{(2,6)}$ and $NDII_{(2,6)}$, respectively (Figure 5), while the linear relationship between EWT vs. $NDVI/ST$ was weaker ($r^2 = 0.72$, $p < 0.001$). When testing for normality, homoscedasticity and temporal autocorrelation all assumptions were met. The use of daily MODIS data might potentially be influenced by day-to-day variations in sun-target-sensor geometry having a wavelength specific impact on reflectance's (and VIs) due to wavelength-dependent differences in the anisotropy factor [35,72]. We also used the eight-day MODIS composite data related to field data synthesized into eight-day data (by temporal averaging). The linear regression based on eight-day MODIS composite data and eight-day average values of field measured EWT showed significantly stronger relationships (Figure 5) with index values of $MSI_{(6,2)}$, $NDII_{(2,6)}$ and $GVMI_{(2,6)}$ explaining 81, 88, and 88% of the EWT variability, respectively.

Figure 5. Linear relationship between field observations of equivalent water thickness (EWT), vegetation indices and land surface temperature. Black dots and line represent the daily data while gray dots and dashed line represent the eight-day composite data.

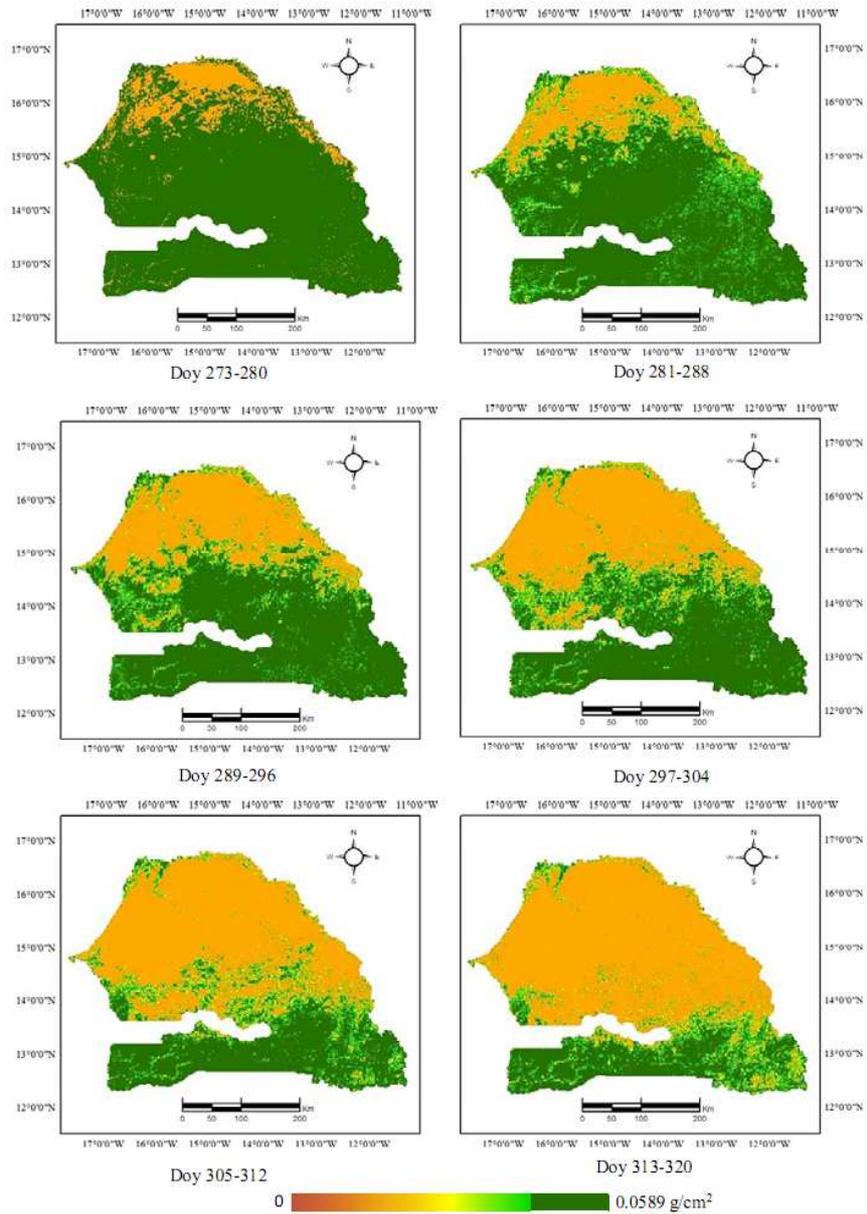


3.3. Application

Maps of estimated herbaceous fuel water content over Senegal were calculated using the strong significant relation found between eight-day NDII_(2,6) and EWT. The six consecutive eight-day periods confirmed that the drying of vegetation followed a regional north–south gradient (Figure 6).

The monotonous trend in herbaceous water content reduction in the Senegalese savanna landscapes evolved from largely lush herbaceous vegetation (Doy 273–280) to widely senescent herbaceous vegetation with very limited water content (Doy 313–320), with a temporal lag related to geographical location (from North to South).

Figure 6. Changes in vegetation moisture content from DOY (day of year) 273 to 320. EWT was retrieved from eight-day MODIS using the equation of the linear regression between NDII and field measured EWT (Figure 5 top left).



4. Discussion

4.1. Remote Sensing Indices versus Field Reality and Complexity

According to Dauriac [29], the estimation of vegetation water content is an approximation regardless of methods used (field measurements or remote sensing). Especially in the case of dominant herbaceous vegetation (Sahelian site) being more sensitive to soil moisture, topography and weather conditions than woody vegetation (also present in Sudanian sites) this assertion could be valid. In addition, the presence of a mixture of several species of annual and perennial grasses, with different abilities regarding the mechanisms for regulation of water loss, is often characterized by different levels of water content at a given time. This is why it was mandatory to obtain representative samples as outlined in Section 2.2 to take into account the local variations.

EWT is difficult to operationally measure in the field, because it requires the calculation of leaf area [51]. Herbaceous leaf area (A) was measured visually in the field. Although visual estimation of some parameters on the herbaceous vegetation is common [73–75], the visual estimation of A could affect the accuracy of the results presented.

Despite these potential uncertainties, our results showed a consistent relationship over the studied region between VIs based on NIR/SWIR and EWT as many studies have found previously for different ecosystems [25,30,31,36,50,52]. Furthermore, strong correlations between FMC and VIs (NDII, GVMI and MSI) were found for each site, showing the possibility provided by remote sensing to predict FMC in areas where floristic composition is relatively uniform. However, we confirm that for Sahelian and Sudanian savannas, the relationship between FMC and VIs is relatively weaker at the overall level (analyzing all sites together) than at the local level (by site). Several earlier studies showed that estimation of FMC from reflectance measurements was challenging because FMC does not only depend on water absorption, but also on the changes in the dry matter as leaves dries [42]. The relationships between VI and FMC are likely to be species-specific and knowledge of the mixture of species and their biophysical properties (leaf internal structure) would be useful in estimating spatial variation in FMC from NIR/SWIR-based indices [52]. In fact, FMC expresses the intrinsic water content of plant which is partly related to the specific capacity of each plant species to regulate water loss. In addition, the use of 500-m and 1-km data for analysis of savanna ecosystems where vegetation type often varies at the scale of hectares rather than square kilometers could introduce uncertainties in the comparison between remotely sensed information and field observations.

Although the relationships between the ratio NDVI/ST and EWT were relatively strong ($r^2 = 0.72$), the following VIs (NDII_(2,6), GVMI_(2,6), MSI_(6,2)) tested generally provided the most satisfactory results on predicting herbaceous water content. All the indices, using the bands 2 and 6 located respectively in the NIR (where water absorption is weak) and SWIR (where water absorption is strong) wavelengths were found to be highly correlated with the field measurements of EWT and therefore deemed useful in estimating herbaceous water content. As part of the validation of GVMI in Senegal, Ceccato *et al.* [27] found that this index was suitable to predict vegetation water content with coefficients of correlation which ranged between 0.76 to 0.98. They [27] recommended, however, that the GVMI should be validated further with more field measurements in a range of different savanna ecosystems. Our study focused in part on this perspective and the results confirm those found by Ceccato *et al.* [27]. In

addition, the study of Ceccato *et al.* [27] was based on 10-day SPOT-VEGETATION (VGT) composite data covering the entire year whereas our study was targeting the period of the early dry season where most fires are recorded in Senegal, hence requiring daily monitoring of vegetation status for timely savanna fire management. We opted for MODIS data because of the improved temporal (if combining MODIS Terra and Aqua acquisitions), spectral and spatial resolution as compared to VGT data. MODIS freely provides two images per day (MODIS Terra and Aqua) with spatial resolution of 250–500 m in contrast to VGT imagery being provided as 10-day composite data free of charge at 1 km² resolution with a three-month dissemination delay.

The correlations between EWT/FMC and VI decreased moderately with decreasing aridity from north (site 1) to south (site 3). This difference was most likely related to the site-specific differences in tree cover: with a low woody cover (11%) at site 1, 29% at site 2 and more closed woody cover (50%) at site 3. This suggests that such NIR/SWIR-based indices are less successful in the estimating of herbaceous water content for more dense woody cover. During the period of herbaceous senescence (as studied here) woody foliage will typically retain water from deep root water access. Optical satellite remote sensing methods have limited capabilities of separating the reflectance signal of herbaceous and forest canopy, when both layers are still green and when the sub-canopy herbaceous layer withers below a green forest canopy. Hence, the reduced ability of NIR/SWIR VIs to explain the variability in EWT is to be expected for an increased woody cover.

4.2. Applied Remote Sensing Tools on Savanna Surveillance

Overall, the drying of herbaceous vegetation followed a regional north–south gradient mirroring the withdrawal of rains (controlled by the movement of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ)) from north to south. Figure 6 shows a rapid decrease of herbaceous water content over a period of six weeks. These results corroborated the findings of Verbesselt *et al.* [11] who indicated that the transition from wet to dry savanna vegetation occurs fast (approximately 1–2 months).

Forest fire managers have traditionally collected *in situ* data on FMC because it is relatively easy to measure in the field and because FMC is closely related to ignition probability influencing the rate of spread if a fire occurs [52]. Our results suggest the effectiveness of using EWT when assessing herbaceous water content by satellite remote sensing. The mapping of EO-based herbaceous water content conducted in this study highlighted the potential usefulness for forest managers. However, the NIR/SWIR-based index method suggested here should be tested for a larger number of sites to further study the influence of species dependency on using either EWT or FMC as a metric for herbaceous water content.

5. Conclusion

In this study, satellite remote sensing has proven useful for estimating herbaceous water content. Vegetation indices computed using MODIS bands 2 (0.858 μm) and 6 (1.640 μm) located in the near-infrared (NIR) and shortwave infrared (SWIR) wavelengths, respectively, showed a strong significant relationship with leaf equivalent water thickness (EWT) for different sites representative of different Sahelian and Sudanian savanna ecosystems. This relationship was found to decrease moderately as a function of the woody cover as reflected by the selection of the three sites ranging

from sparse woody cover (<11%) in the north, to medium dense woody cover (approximately 50%) in the southernmost site. Remote sensing has proven to be a powerful tool for monitoring the drying process of herbaceous vegetation. Looking at the results, remote sensing could provide a good opportunity for forest managers in the assessment of herbaceous water content. In addition, this information is useful because of the importance of herbaceous water content in the management of savanna fires.

Acknowledgements

This work received financial support from the French International Cooperation (French Embassy in Senegal), the International Foundation for Science (IFS), the Senegal Government through the “Fonds d’Impulsion pour la Recherche Scientifique et Technique” (FIRST program), the U3E Project of the University Cheikh Anta Diop of Dakar and French International Cooperation, and the West African Network for Studies of Environmental Change (Wansec)/DANIDA.

We thank NASA for the providing of MODIS data, the laboratory of Senegalese Ministry of Mines where the biomass samples were dried. We thank also Fabien Tinquaut for his help in automating the processing of satellite images, and the four anonymous reviewers for their very helpful comments and suggestions.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

1. Heintl, M.; Frost, P.; Vanderpost, C.; Sliva, J. Fire activity on drylands and floodplains in the southern Okavango Delta, Botswana. *J. Arid Environ.* **2007**, *68*, 77–87.
2. Jacquin, A.; Sheeren, D.; Lacombe, J.-P. Vegetation cover degradation assessment in Madagascar savanna based on trend analysis of MODIS NDVI time series. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2010**, *12*, 3–10.
3. Goldammer, J.G.; Crutzen, P.J. Fire in the Environment: Scientific Rationale and Summary of Results of the Dahlem Workshop. In *Fire in the Environment: The Ecological Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation Fires*; Crutzen, J.P., Ed.; John Wiley & Sons: Chichester, UK, 1993; pp. 1–14.
4. Maki, M.; Ishihara, M.; Tamura, M. Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **2004**, *90*, 441–450.
5. Chuvieco, E.; Cocero, D.; Riaño, D.; Martín, P.; Martínez-Vega, J.; de La Riva, J.; Pérez, F. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sens. Environ.* **2004**, *92*, 322–331.
6. Nelson, R.M. Water Relations in Forest Fuels. In *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*; Johnson, E.A., Miyanishi, K., Eds.; Academic Press: San Francisco, CA, USA, 2001; pp. 79–143.
7. Viegas, D.X.; Viegas, T.P.; Ferreira, A.D. Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *Int. J. Wildland Fire* **1992**, *2*, 69–85.

8. Dasgupta, S.; Qu, J.J.; Hao, X.; Bhoi, S. Evaluating remotely sensed live fuel moisture estimations for fire behavior predictions in Georgia, USA. *Remote Sens. Environ.* **2007**, *108*, 138–150.
9. Savadogo, P.; Zida, D.; Sawadogo, L.; Tiveau, D.; Tigabu, M.; Odén, P.C. Fuel and fire characteristics in savanna-woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *Int. J. Wildland Fire* **2007**, *16*, 531–539.
10. Mulqueeny, C.M.; Goodman, P.S.; O’connor, T.G. Determinants of inter-annual variation in the area burnt in a semiarid African savanna. *Int. J. Wildland Fire* **2011**, *20*, 532–539.
11. Verbesselt, J.; Somers, B.; Lhermitte, S.; Jonckheere, I.; van Aardt, J.; Coppin, P. Monitoring herbaceous fuel moisture content with SPOT VEGETATION time-series for fire risk prediction in savanna ecosystems. *Remote Sens. Environ.* **2007**, *108*, 357–368.
12. Chen, D.; Huang, J.; Jackson, T.J. Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sens. Environ.* **2005**, *98*, 225–236.
13. Davidson, A.; Wang, S.; Wilmshurst, J. Remote sensing of grassland-shrubland vegetation water content in the shortwave domain. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2006**, *8*, 225–236.
14. Yilmaz, M.T.; Hunt, E.R., Jr.; Jackson, T.J. Remote sensing of vegetation water content from equivalent water thickness using satellite imagery. *Remote Sens. Environ.* **2008**, *112*, 2514–2522.
15. Yilmaz, M.T.; Hunt, E.R., Jr.; Goins, L.D.; Ustin, S.L.; Vanderbilt, V.C.; Jackson, T.J. Vegetation water content during SMEX04 from ground data and Landsat 5 Thematic Mapper imagery. *Remote Sens. Environ.* **2008**, *112*, 350–362.
16. Fensholt, R.; Sandholt, I. Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sens. Environ.* **2003**, *87*, 111–121.
17. Chuvieco, E.; Riano, D.; Aguado, I.; Cocero, D. Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: Applications in fire danger assessment. *Int. J. Remote Sens.* **2002**, *23*, 2145–2162.
18. Verbesselt, J.; Somers, B.; van Aardt, J.; Jonckheere, I.; Coppin, P. Monitoring herbaceous biomass and water content with SPOT VEGETATION time-series to improve fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote Sens. Environ.* **2006**, *101*, 399–414.
19. Tucker, C.J. Asymptotic nature of grass canopy spectral reflectance. *Appl. Opt.* **1977**, *16*, 1151–1156.
20. Illera, P.; Fernandez, A.; Delgado, J.A. Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *Int. J. Remote Sens.* **1996**, *17*, 1093–1105.
21. Burgan, R.E. Use of remotely sensed data for fire danger estimation. *EARSeL Adv. Remote Sens.* **1996**, *4*, 1–8.
22. Burgan, R.E.; Hartford, R.A. Live Vegetation Moisture Calculated from NDVI and Used in Fire Danger Rating. In Proceedings of the 13th Conference on Fire and Forest Meteorology, Lorne, Australia, 27–31 October 1997; pp. 225–231.

23. Chuvieco, E.; Deshayes, M.; Stach, N.; Cocero, D.; Riano, D. Short-Term Fire Risk: Foliage Moisture Content Estimation from Satellite Data. In *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*; Chuvieco, E., Ed.; Springer-Verlag: Berlin, Germany, 1999; pp. 17–38.
24. Paltridge, G.W.; Barber, J. Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data. *Remote Sens. Environ.* **1988**, *25*, 381–394.
25. Ceccato, P.; Flasse, S.; Tarantola, S.; Jacquemoud, S.; Grégoire, J.-M. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sens. Environ.* **2001**, *77*, 22–33.
26. Larcher, W. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*, 3rd ed.; Springer: New York, NY, USA, 1995; p. 528.
27. Ceccato, P.; Flasse, S.; Grégoire, J.-M. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data Part 2. Validation and applications. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *82*, 198–207.
28. Ceccato, P.; Gobron, N.; Flasse, S.; Pinty, B.; Tarantola, S. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *82*, 188–197.
29. Dauriac, F. Suivi Multi-Echelle par Télédétection et Spectroscopie de L'état Hydrique de la Végétation Méditerranéenne Pour la Prévention du Risque de Feu de Forêt. Ph.D. Thesis, ENGREF (Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts), Centre de Montpellier, Montpellier, France, 2004.
30. Cheng, Y.-B.; Zarco-Tejada, P.J.; Riaño, D.; Rueda, C.A.; Ustin, S.L. Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: Relationships between AVIRIS and MODIS indexes. *Remote Sens. Environ.* **2006**, *105*, 354–366.
31. Zarco-Tejada, P.J.; Rueda, C.A.; Ustin, S.L. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sens. Environ.* **2003**, *85*, 109–124.
32. Cheng, Y.-B.; Wharton, S.; Ustin, S.L.; Zarco-Tejada, P.J.; Falk, M.; Kyaw, K.T.P.U. Relationships between Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer water indexes and tower flux data in an old-growth conifer forest. *J. Appl. Remote Sens.* **2007**, *1*, 1–26.
33. Cheng, Y.-B.; Ustin, S.L.; Riaño, D.; Vanderbilt, V.C. Water content estimation from hyperspectral images and MODIS indexes in Southeastern Arizona. *Remote Sens. Environ.* **2008**, *112*, 363–374.
34. Houborg, R.; Soegaard, H.; Boegh, E. Combining vegetation index and model inversion methods for the extraction of key vegetation biophysical parameters using Terra and Aqua MODIS reflectance data. *Remote Sens. Environ.* **2007**, *106*, 39–58.
35. Fensholt, R.; Huber, S.; Proud, S.R.; Mbow, C. Detecting canopy water status using shortwave infrared reflectance data from polar orbiting and geostationary platforms. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **2010**, *3*, 271–285.
36. Serrano, L.; Ustin, S.L.; Roberts, D.A.; Gamon, J.A.; Peñuelas, J. Deriving water content of chaparral vegetation from AVIRIS data. *Remote Sens. Environ.* **2000**, *74*, 570–581.
37. Goetz, S.J. Multisensor analysis of NDVI, surface temperature and biophysical variables at a mixed grassland site. *Int. J. Remote Sens.* **1997**, *18*, 71–94.

38. Jackson, R.D.; Reginato, R.J.; Idso, S.B. Wheat canopy temperature: A practical tool for evaluating water requirements. *Water Resour. Res.* **1977**, *13*, 651–656.
39. Tucker, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* **1979**, *8*, 127–150.
40. Goward, S.N.; Hope, A.S. Evapotranspiration from combined reflected solar and emitted terrestrial radiation: Preliminary FIFE results from AVHRR data. *Adv. Space Res.* **1989**, *9*, 239–249.
41. Nemani, R.R.; Pierce, L.L.; Running, S.W.; Goward, S.N. Developing satellite derived estimates of surface moisture status. *J. Appl. Meteorol.* **1993**, *28*, 276–284.
42. Chuvieco, E.; Wagtendonk, J.; Riaño, D.; Yebra, M.; Ustin, S.L. Estimation of Fuel Conditions for Fire Danger Assessment. In *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*; Springer-Verlag: Berlin/Heidelberg, Germany, 2009; pp. 83–96.
43. Sagna, P. Dynamisme du Climat et de Son Evolution Dans la Partie Ouest de L’Afrique Occidentale, Tome II. Thèse de doctorat d’Etat, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 2005.
44. Sow, M.; Hély, C.; Mbow, C.; Sambou, B. Fuel and fire behavior analysis for early-season prescribed fire planning in sudanian and sahelian savannas. *J. Arid Environ.* **2013**, *89*, 84–93.
45. Mahamane, A.; Saadou, M. Méthodes D’étude et D’analyse de la Flore et de la Végétation Tropicale. In *Actes de L’atelier sur L’Harmonisation des Méthodes*; Sustainable Use of Natural Vegetation in West Africa (SUN): Niamey, Niger, 2008; p. 70.
46. Akpo, L.E.; Banoïn, M.; Grouzis, M. Effet de l’arbre sur la production et la qualité fourragères de la végétation herbacée: Bilan pastoral en milieu sahélien. *Revue Méd. Vét.* **2003**, *154*, 619–628.
47. Chuvieco, E.; Aguado, I.; Cocero, D.; Riaño, D. Design of an empirical index to estimate fuel moisture content from NOAA-AVHRR images in forest fire danger studies. *Int. J. Remote Sens.* **2003**, *24*, 1621–1637.
48. Chuvieco, E.; Aguado, I.; Dimitrakopoulos, A.P. Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Can. J. For. Res.* **2004**, *34*, 2284–2293.
49. Roberts, D.A.; Green, R.O.; Adams, J.B. Temporal and spatial patterns in vegetation and atmospheric properties from AVIRIS. *Remote Sens. Environ.* **1997**, *62*, 223–240.
50. Ustin, S.L.; Roberts, D.A.; Jacquemoud, S.; Gardner, M.; Scheer, G. Estimating canopy water content of chaparral shrubs using optical methods. *Remote Sens. Environ.* **1998**, *65*, 280–291.
51. Chuvieco, E.; Cocero, D.; Aguado, I.; Palacios, A.; Prado, E. Improving burning efficiency estimates through satellite assessment of fuel moisture content. *J. Geophys. Res.* **2004**, *109*, 1–8.
52. Danson, F.M.; Bowyer, P. Estimating live fuel moisture content from remotely sensed reflectance. *Remote Sens. Environ.* **2004**, *92*, 309–321.
53. R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Available online: <http://www.R-project.org> (accessed on 7 November 2011).
54. Wu, C.; Niu, Z.; Tang, Q.; Huang, W. Estimating chlorophyll content from hyperspectral vegetation indices: Modeling and validation. *Agric. For. Meteorol.* **2008**, *148*, 1230–1241.
55. Wardlow, B.D.; Egbert, S.L.; Kastens, J.H. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sens. Environ.* **2007**, *108*, 290–310.

56. Bannari, A.; Asalhi, H. *Sensitivity Analysis of Spectral Indices to Ozone Absorption Using Physical Simulations in a Forest Environment: Comparative Study between MODIS, SPOT VÉGÉTATION & AVHRR*. Available online: <http://www.isprs.org/proceedings/XXXV/congress/comm7/papers/157.pdf> (accessed on 6 May 2013).
57. Lyon, J.G.; Yuan, D.; Lunetta, R.S.; Elvidg, C.D. A change detection experiment using vegetation indices. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* **1998**, *64*, 143–150.
58. Gitelson, A.A.; Kaufman, Y.J.; Stark, R.; Rundquist, D. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *80*, 76–87.
59. Gao, B.-C. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ.* **1996**, *58*, 322–331.
60. Hardisky, M.A.; Klemas, V.; Smart, R.M. The influences of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* **1983**, *49*, 77–83.
61. Hunt, R.E.; Rock, R.N. Detection of changes in leaf water content using near-and middle-infrared reflectances. *Remote Sens. Environ.* **1989**, *30*, 43–54.
62. Jackson, T.J.; Chen, D.; Cosh, M.; Li, F.; Anderson, M.; Walthall, C.; Doriaswamy, P.; Hunt, E.R. Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote Sens. Environ.* **2004**, *92*, 475–482.
63. Zarco-Tejada, P.J.; Ustin, S.L. Modeling Canopy Water Content for Carbon Estimates from MODIS Data at Land EOS Validation Sites. In Proceedings of the IEEE 2001 International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Sydney, Australia, 9–13 July 2001; pp. 342–344.
64. Guerschman, J.P.; van Dijk, A.I.J.M.; Albert, I.J.M.; Mattersdorf, G.; Beringer, J.; Hutley, L.B.; Leuning, R.; Pipunic, R.C.; Sherman, B.S. Scaling of potential evapotranspiration with MODIS data reproduces flux observations and catchment water balance observations across Australia. *J. Hydrol.* **2009**, *369*, 107–119.
65. Vermote, E.F.; El Saleous, N.Z.; Justice, C.O. Atmospheric correction of MODIS data in the visible to middle infrared: First results. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *83*, 97–111.
66. Vermote, E.F.; Saleous, N.E.; Justice, C.O.; Kaufman, Y.J.; Privette, P.J.; Remer, L.; Roger, J.C.; Tanré, D. Atmospheric correction of visible to middle-infrared EOS-MODIS data over land surfaces: Background, operational algorithm and validation. *J. Geophys. Res.* **1997**, *102*, 17131–17141.
67. Alonso, M.; Camarasa, A.; Chuvieco, E.; Cocero, D.; Iksu, A.K.; Martin, M.P.; Salas, F.J. Estimating temporal dynamics of fuel moisture content of Mediterranean species from NOAA-AVHRR data. *EARSeL Adv. Remote Sens.* **1996**, *4*, 9–24.
68. Prosper-Laget, V.; Douguédroit, A.; Guinot, J.P. Mapping the risk of forest fire occurrence using NOAA satellite information. *EARSeL Adv. Remote Sens.* **1995**, *4*, 30–38.
69. Rouse, J.W.; Hass, R.H.; Schell, J.A.; Deering, D.W. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In Proceedings of the 3rd Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Greenbelt, MD, USA, 10–14 December 1973; NASA SP-351, pp. 309–317.
70. Wan, Z.; Dozier, J. A generalized split-window algorithm for retrieving land surface temperature from space. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **1996**, *34*, 892–905.

71. Scherrer, B. *Biostatistique*, 2nd ed.; Les éditions de la Chenelière Inc.: Montréal, QC, Canada, 2007; Volume 1, p. 816.
72. Fensholt, R.; Sandholt, I.; Proud, S.R.; Stisen, S.; Rasmussen, M.O. Assessment of MODIS sun-sensor geometry variations effect on observed NDVI using MSG SEVIRI geostationary data. *Int. J. Remote Sens.* **2010**, *31*, 6163–6187.
73. Anderson, S.A.J.; Anderson, W.R.; Hollis, J.J.; Botha, E.J. A simple method for field-based grassland curing assessment. *Int. J. Wildland Fire* **2011**, *20*, 804–814.
74. Millie, S.; Adams, R. Measures of Grassland Curing: A Comparison of Destructive Sampling with Visual and Satellite Estimates. In Proceedings of the Australian Bushfire 99 Conference, Albury, Australia, 7–9 July 1999; pp. 257–263.
75. Catchpole, W.R.; Wheeler, C.J. Estimating plant biomass: A review of techniques. *Austr. J. Ecol.* **1992**, *17*, 121–131.

© 2013 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).