

**INFLUENCE DES REGIMES DE FEUX
SUR LES PATURAGES DE L'ORYX ALGAZELLE
A L'AIDE DE LA TELEDETECTION :
CAS DE LA RESERVE DE FAUNE DE
OUADI RIME – OUADI ACHIM (TCHAD)**

SOPHIE LOX

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: PR. PHILIPPE LEJEUNE ET PR. CEDRIC VERMEULEN

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**INFLUENCE DES REGIMES DE FEUX
SUR LES PATURAGES DE L'ORYX ALGAZELLE
A L'AIDE DE LA TELEDETECTION :
CAS DE LA RESERVE DE FAUNE DE
OUADI RIME – OUADI ACHIM (TCHAD)**

SOPHIE LOX

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: PR. PHILIPPE LEJEUNE ET PR. CEDRIC VERMEULEN

Remerciements

Ce document illustre la fin de formidables années d'études à Gembloux et de quelques mois de travail intense. Ces périodes furent riches en apprentissage et n'auraient pu aboutir sans l'appui de nombreuses personnes que je tiens à remercier.

J'aimerais remercier chaleureusement mes promoteurs, Messieurs Philippe Lejeune et Cédric Vermeulen ainsi que Madame Adeline Fayolle. Leurs bons conseils apportés tout au long de ce travail ont permis la réalisation de ce projet et contribué largement aux riches apprentissages qui ont jalonné cette période. La bonne entente créée par la qualité de votre encadrement ainsi que vos encouragements ont été source de motivation et d'une réelle passion pour la découverte.

Je souhaiterais adresser un immense merci au *Sahara Conservation Fund* et tout particulièrement à Marc Dethier, maître de stage et à Annabelle Honorez, dont l'attention, la confiance et la générosité m'ont fait l'honneur de vivre cette aventure extraordinaire et inattendue dans les meilleures conditions possibles. La famille gembloutoise restera un indéniable point d'attache.

Je remercie également toutes les personnes ayant contribué à la récolte des données de terrain. Notamment les experts en botanique arabophone Hissen et Loutfallah, mais aussi Limane Adoum Hezzerick, étudiant en biologie de l'université d'Ati pour son aide quotidienne sur le terrain et sa complicité, ainsi que Youssouf, incroyable chauffeur. Un grand merci à tous ceux du Projet Oryx, qui m'ont intégrée à leur équipe comme je ne l'aurais jamais imaginé et avec qui j'ai découvert les traditions locales et les défis du terrain.

Merci également aux experts qui ont apporté leurs précieuses réponses à mes nombreuses questions. Notamment John Newby, conseiller du *SCF*, Krazidi Abeye, responsable du suivi écologique du *Projet Oryx*, Katherine Mertes, responsable du suivi GPS des oryx de la *Smithsonian Conservation Biology Institute*, Jon LLona Minguez vétérinaire à l'*Environment Agency – Abu Dhabi* ainsi qu'aux responsables de l'herbier de l'*Institut de Recherche en Elevage pour le Développement* de Farcha à N'Djamena.

Par ailleurs, je souhaiterais remercier le Service de Forêt de la faculté pour le prêt de matériel et la bonne ambiance qui y règne au quotidien.

Merci aussi à Adèle et Séverine avec qui le travail de classification par télédétection avait débuté, mais également ceux qui m'ont apporté leur aide ponctuelle comme Laurent, Nicolas, Corentin et Laura ainsi qu'Anne-Catherine au travers du service de statistique *SIMA*.

Merci infiniment à mes cokotteuses et à mes inoubliables amis dont les rires, les clins d'œil et les coups de pouce m'ont suivi pendant ces années et ces derniers mois, et m'ont fait parvenir à ce bel objectif, notamment à Lisa, Christophe, Lucas, Thomas, Sébastien, Chloé, Maya, Marie, Claire, Anna, Grégoire, Killian, Robin, Mathys, Anouk et tous les autres.

Enfin, il me reste à adresser un inestimable merci à ma famille, en particulier mes parents et mon frère, et un immense bravo à eux pour le soutien précieux qu'ils m'apportent chaque jour, depuis toujours.

Résumé

Les feux de brousses constituent l'un des facteurs majeurs de perturbation des écosystèmes sahéliens et leur occurrence pourrait considérablement croître dans un contexte de changements climatiques. Dans la Réserve de Faune de Ouadi Rimé-Ouadi Achim (Tchad) où l'oryx algazelle (*Oryx dammah*) est actuellement en cours de réintroduction, une gestion adéquate des feux de brousse est requise. Cependant, les répartitions de la végétation et des feux de brousse dans cette réserve, mesurant plus de deux fois la superficie de la Belgique, sont mal connues, et la littérature est peu développée concernant les conséquences de ces feux sur la végétation herbacée des régions sahéliennes. Cette étude tente d'apporter des éléments d'information sur ces trois aspects.

Tout d'abord, une synthèse du contexte local et actuel a été dressée afin de comprendre au mieux la région et ses enjeux. Les objectifs de l'étude ont ensuite été abordés comme suit :

Premièrement, des images *Planet* et *Sentinel-2* ont été classées par la méthode Random Forest selon 4 classes d'occupation du sol (végétation arborée, frutescente, herbacée et sol nu) pour une zone proche du domaine vital des oryx. L'efficacité accrue des images Sentinel-2 a été reconnue et une cartographie similaire a ensuite été générée pour l'ensemble de la réserve sur base d'un empilement d'image Sentinel-2 et Sentinel-1.

Deuxièmement, des images *MODIS* de surfaces brûlées de 2001 à 2019 ont été traitées à l'aide de la télédétection. Les feux ont été cartographiés sur l'ensemble de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim selon les trois régimes de feux sélectionnés : fréquence, temps de retour et saisonnalité.

Troisièmement, le domaine vital des oryx réintroduits a été identifié et des relevés botaniques (quadrats de 4m²) ont été réalisés sur ce territoire dans deux formations végétales différenciées. Sur le terrain, le pourcentage de recouvrement des espèces a été estimé et la hauteur mesurée. Le pourcentage de sol nu et de litière a également été recensé.

La cartographie de l'occupation du sol proposée témoigne du gradient de végétation et de climat entre les extrêmes Sud et Nord de la réserve, mais aussi des variations dues aux feux ou au surpâturage. L'analyse des régimes de feu a notamment permis de visualiser les zones les plus régulièrement touchées et d'identifier la période d'occurrence accrue durant les mois d'octobre et novembre. L'inventaire botanique, quant à lui, a mis en évidence des espèces dont l'abondance ou la croissance semble favorable ou non aux modalités des régimes de feux. Ces résultats ont ensuite été mis en relation avec l'alimentation de prédilection de l'oryx et ont permis de tirer des conclusions utiles dans le cadre de la gestion sur le terrain.

Cette étude constitue la première recherche connue sur cette thématique dans la région et il convient, de ce fait, de rester vigilant lors de l'utilisation des résultats. Bien que les réponses à nos objectifs soient d'ordre complexe, elles constitueront une base certaine à la gestion des feux de brousse sur les pâturages de l'oryx algazelle et au-delà.

Mots-clés : Feu de brousse, strate herbacée, oryx algazelle, Sahel, Tchad, télédétection, occupation du sol, gestion des feux.

Abstract

Wildfires are one of the major factors of disturbance in Sahelian ecosystems and their occurrence could increase considerably in the context of climate change. Scimitar-horned oryx (*Oryx dammah*) is currently being reintroduced in the Ouadi Rimé-Ouadi Achim Faunal Reserve (Chad) and adequate management of wildfires is required. However, this reserve measure more than twice as much the surface of Belgium and the distribution of vegetation and wildfires is poorly known. Moreover, the literature concerning the consequences of these fires on the herbaceous vegetation of the Sahelian regions is poorly developed. This study attempts to address these three shortcomings in the following way:

To begin with, a synthesis of the local and current context has been drawn up in order to better understand the region and its issues. The next steps were then carried out.

Firstly, *Planet* and *Sentinel-2* images were classified by the Random Forest method according to 4 land-cover classes (woody, frutescent, herbaceous and bare soil vegetation) for an area close to the oryx's home range. The increased efficiency of *Sentinel-2* images was recognised and similar mapping was then generated for the entire reserve based on a stack of *Sentinel-2* and *Sentinel-1* images.

Secondly, *MODIS* images of burned areas from 2001 to 2019 were processed using remote sensing. Fires were mapped over the entire Ouadi Rimé - Ouadi Achim Faunal Reserve according to the three selected fire regimes: frequency, return time and seasonality.

Thirdly, the home range of reintroduced oryx was identified and botanical surveys (4m² quadrats) were carried out on this territory in two differentiated plant formations. In the field, the percentage of species coverage was estimated and the height measured. The percentage of bare soil and litter was also recorded.

The proposed land-cover mapping reflects the vegetation and climate gradient between the southern and northern extremes of the reserve, but also variations due to fire or overgrazing. The analysis of fire regimes has notably made it possible to visualize most regularly affected areas and to identify the period of increased occurrence during the months of October and November. As for the botanical inventory, it revealed species whose abundance or growth seems to be favourable or unfavourable to the fire regimes. These results were then related to the preferred diet of the oryx and practical conclusions were drawn.

This study consists in the first known research on this topic in the region and it is therefore necessary to remain vigilant when using results. Although the answers we present in this study are complex, they will provide a sound basis for managing wildfires on scimitar-horned oryx pastures and beyond.

Table des matières

Remerciements.....	II
Résumé.....	III
Abstract.....	IV
Table des matières.....	V
Acronymes	IX
Chapitre 1 - Introduction.....	1
Chapitre 2 - Contexte de l'étude	1
2.1. Tchad et conservation	1
2.1.1. Géopolitique	1
2.1.2. Population et économie.....	1
2.1.3. Gestion des aires protégées.....	2
2.2. Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim	2
2.2.1. Géographie.....	2
2.2.2. Climat	3
2.2.3. Vent.....	4
2.2.4. Topographie.....	4
2.2.5. Pédologie	4
2.2.6. Hydrographie	5
2.2.7. Population.....	5
2.2.8. Biodiversité.....	5
2.2.9. « Projet Oryx ».....	6
2.2.10. « Projet Ouadi Rimé – Ouadi Achim ».....	6
2.3. Enjeux de la réserve	6
2.3.1. Chasse excessive.....	6
2.3.2. Sécheresse.....	7
2.3.3. Démographie.....	7
2.3.4. Sédentarisation.....	8
2.3.5. Extension des cheptels.....	8
2.3.6. Feux de brousse	8
2.3.7. Désertification.....	9
2.3.8. Espèces animales menacées.....	9
2.3.9. Ecosystèmes peu connus.....	9

2.4. Aperçu écologique et environnemental.....	9
2.4.1. Faune.....	9
2.4.1.1. Diversité et abondance	9
2.4.1.2. L'oryx algazelle.....	11
a) Biologie et habitat.....	11
b) Extinction.....	11
c) Réintroduction et suivi.....	12
d) Alimentation	13
2.4.2. Flore.....	14
2.4.2.1. Etudes	14
2.4.2.2. Biome	14
2.4.2.3. Hétérogénéité spatiale et temporelle	15
2.4.2.4. Diversité	16
2.4.2.5. Endémisme	16
2.4.2.6. Adaptations et traits spécifiques.....	17
a) Types végétatif.....	17
b) Types de photosynthèse.....	17
c) Types biologiques.....	17
d) Types morphologiques.....	18
2.4.3. Feu	19
2.4.3.1. Répartition et origine.....	19
2.4.3.2. De destructeur à fondamental.....	20
2.4.3.3. Causes observées dans la RFOROA	20
2.4.3.4. Régimes de feux	21
a) Fréquence.....	21
b) Retour	21
c) Saisonnalité.....	22
2.4.3.5. Conséquences	22
a) Réponses écologiques.....	23
b) Réponse pédologique.....	25
c) Réponse atmosphérique	26
2.4.3.6. Gestion.....	27
2.5. Aperçu de télédétection en région sahélienne	27
2.5.1. Usage de la télédétection	27
2.5.2. Télédétection de la végétation dans le Sahel	28
2.5.3. Télédétection du feu dans le Sahel	28
2.5.4. Programmes utilisés.....	29
Chapitre 3 - Objectifs de l'étude	29

Chapitre 4 - Matériel.....	30
4.1. Cartographie de l'occupation du sol	30
4.1.1. Images satellites.....	30
4.1.1.1. Sentinel-1.....	30
4.1.1.2. Sentinel-2.....	30
4.1.1.3. Planet	31
4.1.2. Données de référence pour l'occupation du sol.....	31
4.2. Analyse de l'historique des feux	32
4.2.1. Images satellites.....	32
4.2.1.1. Feux actifs	33
4.2.1.2. Surfaces brûlées.....	33
4.2.1.3. Précipitations	33
4.3. Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux.....	33
4.3.1. Localisation des oryx.....	33
4.3.2. Caractérisation de la végétation.....	34
Chapitre 5 - Méthodes.....	35
5.1. Cartographie de l'occupation du sol	35
5.1.1. Préparation des images	35
5.1.2. Classification par Random Forest.....	36
5.1.3. Comparaison des résultats	37
5.2. Analyse de l'historique des feux	37
5.2.1. Préparation des images	37
5.2.2. Régimes de feux	37
5.2.3. Comparaison des résultats	39
5.3. Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux	39
5.3.1. Caractérisation de la végétation.....	39
5.3.1.1. Plan d'échantillonnage en quadrats.....	39
5.3.1.2. Relevés et mesures	39
5.3.2. Analyse statistique	40
Chapitre 6 - Résultats et discussion	40
6.1. Cartographie de l'occupation du sol	40
6.1.1. Résultats.....	40
6.1.2. Discussion.....	45
6.2. Analyse de l'historique des feux	47
6.2.1. Résultats.....	47
6.2.1.1. Comparaison des produits	47
6.2.1.2. Relation aux précipitations.....	47
6.2.1.3. Régimes de feu	48
6.2.2. Discussion.....	50

6.2.2.1.	Comparaison des produits	50
6.2.2.2.	Distribution des feux	51
6.3.	Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux	52
6.3.1.	Résultats.....	52
6.3.1.1.	Echantillonnage	52
6.3.1.2.	Relevés et mesures	52
6.3.1.3.	Variables environnementales	53
6.3.1.4.	Abondance des espèces	54
6.3.1.5.	Espèces dominantes.....	56
6.3.1.6.	Espèces indicatrices.....	57
6.3.1.7.	Traits spécifiques et caractéristiques des espèces	57
6.3.1.8.	Hauteurs.....	58
6.3.2.	Discussion.....	60
6.3.2.1.	Echantillonnage	60
6.3.2.2.	Variables environnementales	60
6.3.2.3.	Formations végétales et abondance des espèces	61
6.3.2.4.	Régimes de feu, abondance et hauteur des espèces.....	61
6.3.3.	Comparaison des résultats	62
	Conclusions.....	65
	Bibliographie.....	67
	Annexes.....	81



© K. Abeye

Acronymes

AP	Aire Protégée
DCFAP	Direction de la Conservation de la Faune et des Aires Protégées
GEE	Google Earth Engine
GPS	"Global Positioning System"
MEP	Ministère de l'Environnement et de la Pêche (Tchad)
MODIS	"Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer"
NIR-R-G-B	"Near Infrared-Red-Green-Blue"
N-S-E-O	Nord-Sud-Est-Ouest
ONG	Organisation Non Gouvernementale
PCA	Analyse en Composantes Principales
PCoA	Analyse en Coordonnées Principales
RFOROA	Réserve de Faune de Ouadi Rimé - Ouadi Achim
S1	Sentinel-1
S2	Sentinel-2
SAR	"Synthetic Aperture Radar"
TB	Type Biologique
TD	Téledétection
TM	Type Morphologique
TP	Type de Photosynthèse
TV	Type Végétatif
UE	Union Européenne
ZCIT	Zone de Convergence Intertropicale

Chapitre 1 - Introduction

De nos jours, la conservation de la faune, de la flore et des milieux naturels constitue un défi mondial majeur. Dans le contexte de changements globaux que nous connaissons, d'innombrables écosystèmes sont affectés et des actions de protection et de réintroduction sont mises en place. Afin d'être menées à bien, ces dernières impliquent cependant des connaissances pointues du contexte local et de ses perturbations, notamment d'un point de vue environnemental. L'application de méthodes modernes permet dès lors d'accroître les connaissances du terrain, aidant les organismes de conservation dans leurs projets.

Dans ce travail, la problématique des feux de brousses sont abordée pour la région sahélienne de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim, et plus particulièrement sur les pâturages parcourus par l'oryx algazelle, réintroduit dans ce milieu. Le contexte général de l'étude est dressé et les connaissances actuelles dans le domaine sont synthétisées. Par la suite, un essai de cartographie de l'occupation du sol est produit à l'aide de la télédétection, et la distribution et l'impact des régimes de feux de brousse sur la végétation herbacée sont étudiés via un ensemble de relevés botaniques réalisés sur le terrain.

Chapitre 2 - Contexte de l'étude

2.1. Tchad et conservation

2.1.1. Géopolitique

Situé au Nord de l'Afrique centrale, le Tchad est l'un des plus vastes Etats du continent africain (Doumenge et al., 2015), ce qui lui vaut une diversité unique de climats, paysages, ethnies et cultures (Larousse, 2020). Sa capitale N'Djamena est située au Sud-Ouest, dans la région du Lac Tchad. Le président Idriss Deby Itno dirige le pays depuis 1990. L'histoire du pays a été caractérisée par une grande instabilité politique interne et frontalière principalement depuis le siècle dernier, engendrant d'importants déplacements et immigrations, mettant en péril le développement économique embryonnaire, rendant l'Etat tributaire de l'aide internationale et dissuadant la communauté scientifique de mener à bien ses projets durant de nombreuses années (The World Bank, 2019; Larousse, 2020).

2.1.2. Population et économie

La population du Tchad est estimée actuellement à environ 16,4 millions d'habitants, accusant un taux de croissance de 3,00% (World Population Review, 2020) parmi les plus forts du monde au même titre que l'urbanisation et l'extension des zones agricoles (Nilsson et al., 2020). Bien que les traditions varient selon les régions et les ethnies (Justice et Hiernaux, 1986), la population humaine dépend majoritairement de l'agriculture (céréales) et de l'élevage de subsistance ainsi que de l'utilisation directe des ressources naturelles (Brugière et Scholte, 2013; Adey et al., 2018). On estime que 83% de la population active travaille dans le secteur agricole à des fins domestiques, occupant 2% de territoire cultivé et 50% de territoire pâturé par le bétail (Brundu et Camarda, 2013). L'économie, historiquement basée sur les cultures de rente (coton, arachide) et l'export de bétail (Brundu et Camarda, 2013 ; Ben Hassine et al., 2019), dépend par conséquent de la production de biomasse végétale, elle-même dépendante des précipitations annuelles, régissant également les moyens de subsistance des

communautés agricoles et pastorales (Mainguet, 1999; Wheather et Al-Weshah, 2002). Cependant, les débuts de l'extraction pétrolière ont considérablement fait grimper le PIB national ces dernières années (World Bank Group, 2020a), rendant l'économie du pays lourdement dépendante des fluctuations du cours mondial (Ben Hassine et al., 2019; The World Bank, 2019).

2.1.3. Gestion des aires protégées

Du côté du développement de la gestion des ressources naturelles, le pays abrite actuellement 10 aires protégées (AP), parcs nationaux et réserves de faune (catégories I et IV respectivement selon l'UICN), représentant une surface totale d'environ 9% du territoire (Doumenge et al., 2015). Cependant, compte tenu des pressions croissantes, aussi bien climatiques que démographiques et économiques, leur bonne gestion reste un défi colossal (Brugière et Scholte, 2013). Comme beaucoup d'autres pays du continent, la conservation de la biodiversité dépend largement des financements externes et des ONG (Brito et al., 2018) soutenus notamment par l'UE, la Banque Mondiale, la Coopération Allemande, l'Agence Française de Développement, l'USAID, etc. Néanmoins, les régions arides et semi-arides sont souvent négligées par les bailleurs de fonds et les conservationnistes (Durant et al., 2014).

De nombreuses conventions internationales en matière de conservation ont été ratifiées par l'Etat tchadien au cours de ces dernières années. Depuis 1999 le pays a adopté une stratégie nationale en matière de protection de la diversité biologique et en a confié la gestion à 2 instances : le Ministère de l'Environnement et de la Pêche (MEP) et la Direction de la Conservation de la Faune et des Aires Protégées (DCFAP). Cette double hiérarchie confère cependant au secteur une gestion peu opérationnelle (Doumenge et al., 2015). Le Gouvernement, conscient de ses lacunes en matière de conservation, commence à réorienter ses objectifs dans un souci de meilleures protections des AP existantes, de création de nouvelles AP, ainsi que d'amélioration de « la protection des espèces menacées, des foyers de haute biodiversité et des corridors de migration saisonnière » (Newby, 1980; Doumenge et al., 2015). Depuis 2010, il oriente cette gestion vers la délégation de ses AP à des organismes tels que African Parks Network (Zakouma, Ennedi) ou Noé (Binder Lere) (Dethier, Comm. Pers., 2020).

Pour chacune des Aires Protégées, un plan d'aménagement et un règlement d'ordre intérieur doivent être établis selon les dispositions de la loi nationale 14/PR/08. Ce plan d'aménagement doit prendre en compte les potentialités économiques, récréatives, scientifiques et droits d'usages limités aux besoins personnels et familiaux afin de limiter les dérives du braconnage (Art. 167) (République du Tchad, 2008; Doumenge et al., 2015).

2.2. Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim

2.2.1. Géographie

La Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim (RFOROA) a été créée en 1969 (Doumenge et al., 2015) et se situe au Centre-Nord du Tchad (Fig.1), entre les latitudes 14° et 17,5°N et les longitudes 17,2° -21,5° E (Wacher et al., 2011). La RFOROA est partagée entre les provinces du Batha, du Borkou, du Bahr el Ghazal et du Wadi Fira (Duhem et Cornu, 2019). De par sa superficie de près de 77.950 km² (Newby, 1978; Wacher et al., 2011), soit plus de deux fois la superficie de la Belgique, la RFOROA est l'une des plus vastes AP d'Afrique (Freemantle et al., 2013; Doumenge et al., 2015) et est non-clôturée (Gilbert, 2017). C'est aussi l'une des deux seules AP tchadiennes

comprenant l'écoté de désert saharien et l'unique comprenant les steppes sub-sahariennes (Brugière et Scholte, 2013; Freemantle et al., 2013; Newby, 1980; Doumenge et al., 2015). Elle est par conséquent considérée par conséquent comme possédant, parmi toutes, la plus grande proportion de biodiversité irremplaçable (Brugière et Scholte, 2013).

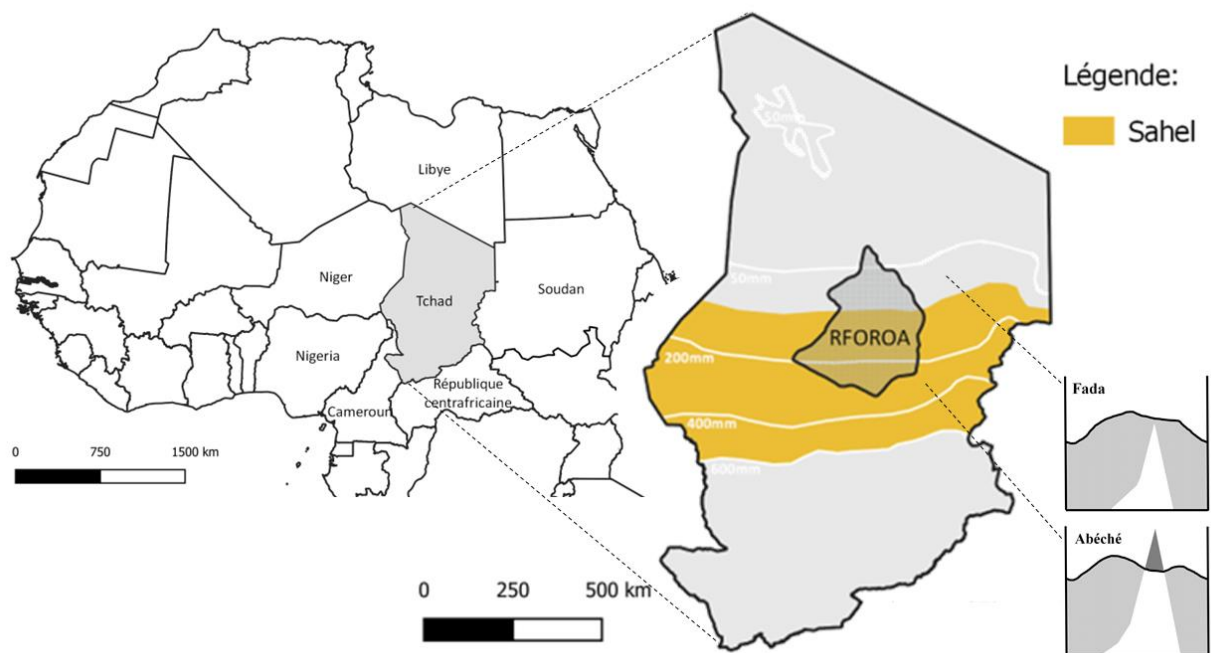


Figure 1 - Localisation de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim au Tchad. Les isohyètes des précipitations normales moyennes annuelles sont représentées par les lignes blanches et les diagrammes ombrothermiques des villes de Fada et Abéché sont schématisés. Adapté de White (1986), Climate-Data (2012), OECD/SWAC (2014).

2.2.2. Climat

La RFOROA possède globalement un bioclimat désertique aride à semi-aride (Hiernaux et Le Houérou, 2006), BWh selon la classification de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007). De plus, elle est partagée entre deux domaines biogéographiques : la partie Nord, comprise dans le domaine saharien et la partie Sud, représentée par le domaine sahélien (Fig.1). C'est cette dernière qui nous intéresse dans le cadre de ce travail.

Le Sahel, traduit de l'arabe par « rivage » (Le Houérou, 1989; Ba, 2007), désigne la bande limite au sud du désert, s'étendant sur près de 6000 km d'Ouest en Est du continent africain et sur environ 500 km entre les domaines soudanais et sahariens (Newby, 1980; Hiernaux et Le Houérou, 2006; Bouchez et al. 2019). Il est désormais couramment admis que la délimitation de ces domaines est basée sur les isohyètes de précipitations moyennes annuelles mais la littérature se contredit lorsqu'il s'agit de définir les valeurs limites. Ainsi dans notre étude, le Sahel sensu-lato est délimité par les isohyètes 100 et 600mm, au Nord et au Sud respectivement (Le Houérou, 1989; Hiernaux et Le Houérou, 2006; Jamali et al., 2014) (Fig.1), et peut encore être subdivisé en trois sous-domaines: saharo-sahélien (100-200mm), sahélien sensu-stricto (200-400 mm) et sahélo-soudanien (400-600mm) (Hiernaux et Le Houérou, 2006 ; Mougin et al., 1995). Compte tenu de la variabilité des précipitations, cette limite n'est donc théoriquement pas fixe d'année en année (Mainguet, 1999; OECD/SWAC, 2014) et doit être considérée sur un pas de temps plus long. De façon plus complexe, la production de biomasse (Le Houérou, 1989) ou la diversité spécifique permet de différencier ces zones bioclimatiques grâce aux formations végétales contrastées que l'on peut y observer (Monod, 1954).

Au Sahel comme dans le Sahara, deux saisons principales existent : la saison des pluies et la saison sèche, étant déterminées par une répartition monomodale des pluies au cours de l'année, typiquement tropicale (Le Houérou, 1989). La saison des pluies, ou saison de croissance, est définie comme « la période dans laquelle les précipitations mensuelles en mm sont égales ou supérieures à 2 fois la température en degrés Celsius : $P > 2t$ » (Le Houérou, 1989) (Fig.1). Au sud de la RFOROA, la saison des pluies a lieu de juin à septembre, faisant suite au déplacement vers le nord de la Zone de Convergence Intertropicale (ZCIT). La ZCIT une fois redescendue, le reste de l'année ne comporte à quelques exceptions près, pas de pluie. Les précipitations varient en durée et abondance selon la latitude et le gradient est tel que les précipitations moyennes annuelles diminuent de 1 mm/km (de façon plus ou moins continue) en augmentant en latitude (Le Houérou, 1989). Au cours de l'année l'humidité relative est extrêmement faible (Hiernaux et Le Houérou, 2006) et les températures mensuelles moyennes sont comprises entre 14 et 42°C (Climate-Data, 2012) selon la saison et la latitude témoignant de la rudesse du climat.

2.2.3. Vent

Avec l'arrivée de la saison sèche, alors que la température et l'humidité de l'air chutent, la vitesse du vent augmente. Le vent dominant dont bénéficie la région de la RFOROA durant la saison sèche est l'Harmattan (Hiernaux et Le Houérou, 2006). Celui-ci correspond aux vents alizés soufflant du Nord-Est et « résulte du gradient de pression à l'échelle continentale entre la zone de subsidence subtropicale et la ZCIT » (Schepanski et al., 2017). Ces vents sont célèbres dans la région car ils sont impliqués dans la formation des « Low Level Jet » nocturnes, qui sont les principaux activateurs de poussière en Afrique du Nord (Schepanski et al., 2017). A la fois frais et sec, l'Harmattan a la propriété d'assécher la végétation herbacée très rapidement et de doubler de vitesse vers le mois de décembre (Abeye, Comm. Pers., 2020). Il atteint d'ailleurs son taux d'humidité minimal et sa vitesse maximale vers fin janvier-début février (Laris et al., 2017). Ses caractéristiques font de lui un facteur important dans l'étude et la gestion des feux de brousse.

2.2.4. Topographie

La faible variation d'altitude (entre 190 à 461 m (Freemantle et al., 2013), respectivement à l'ouest et à l'est de la Réserve) ne semble pas avoir d'impact notable sur le climat dans cette région (Hiernaux et Le Houérou, 2006). Un léger relief entre les plaines est tout de même perceptible (Jacqueminet et Méring, 1989), formé par les cordons dunaires, le lit des ouadis (rivières temporaires nommées aussi wadis ou oueds) et les mares temporaires influencent indéniablement la végétation et la propagation des feux.

2.2.5. Pédologie

Les dunes du Sahel se sont formées à la fin du quaternaire laissant place aujourd'hui notamment à des Arénosols cambiques, Cambisols, Vertisols ou Leptosols (selon le système international World Reference Base for Soil Resources), sous la couche de sables éoliens (Felix-Henningsen et Mauz, 2004 ; Brundu et Camarda, 2013 ; ISRIC, 2020). Les dunes possédant un couvert végétal sont nommées « dunes fixées » car leur mouvance, caractéristique du désert, est empêchée par les systèmes racinaires (Abeye, Comm. Pers., 2020). Ces sols sont de texture majoritairement sableuse rendant le sol peu fertile (Mougin et al., 1995) et s'ensablant rapidement avec le tassement. Plus ponctuellement, dans le lit des cours d'eau temporaires, on peut trouver des sables argileux de colluvions et un horizon sédimentaire plus épais (Felix-Henningsen et Mauz, 2004). Ce domaine ne sera pas approfondi ici car la diversité des sols semble marginale à l'échelle de notre étude mais mérite d'être prise en compte dans le cadre de recherches futures.

2.2.6. Hydrographie

« Par définition, l'eau est une ressource rare dans les régions arides » (Wheather et Al-Weshah, 2002). Les pluies, souvent intermittentes et intenses, engendrent des ruissellements de surface (en anglais « flash-flood ») qui s'infiltrant en bas de pente ou dans le lits des cours d'eau temporaires, nommés ouadis (Sen, 2008). Les précipitations constituent le principal apport hydrique des ouadis, engendrant par conséquent une variabilité spatiale et temporelle extrêmement élevée (Wheather et Al-Weshah, 2002). De plus, les régions arides et semi-arides ont la particularité d'avoir un taux d'évaporation supérieur au taux de précipitation ($P/E < 1$) (Sen, 2008). Ces cours d'eau, bien que complètement asséchés la plupart de l'année, sont une réserve importante de sédiments et marquent le paysage par l'abondance relative de végétation à ces endroits (Sen, 2008). Ils améliorent aussi « de façon significative la diversité biologique de la Réserve en raison de leurs mares temporaires associées et des plaines d'inondation, fournissant une source d'eau douce » (Freemantle et al., 2013). Dans la RFOROA, la topographie dessine un réseau d'ouadis s'écoulant d'Est en Ouest (Freemantle et al., 2013; Wachter et al., 2011) et des écoulements permanents souterrains sont également courants sous la surface des plus larges d'entre eux (Sen, 2008). De même, malgré leur faible capacité de stockage, les aquifères sahéliens sont une réserve importante de la ressource d'eau (Bouchez et al., 2019).

2.2.7. Population

La situation démographique de la réserve est difficile à estimer car les communautés sont principalement nomades. Réparties entre deux groupes ethniques dominants, arabes et goranes, ils sont éleveurs de dromadaires, de bovins, d'ovins et de caprins (Bassett, 1975 ; Duhem et Cornu, 2019). Ils possèdent un droit de passage sans restriction à l'intérieur des limites de la réserve et de pâturage pour leurs animaux (Bassett, 1975). Le droit d'usage est quant à lui, comme dans la plupart des AP, limité uniquement à ces populations riveraines pour leur subsistance (Doumenge et al., 2015) mais la chasse y est interdite (Art. 167) (République du Tchad, 2008). Bien que parmi ces communautés certaines se sédentarisent de plus en plus autour des points d'eau, les centres urbains se maintiennent encore en périphérie de la réserve: Arada, Kalait, Ati, Ouadi Djedid, Biltine, Abéché, Faya (Duhem et Cornu, 2019). Autour des centres sédentaires et dans les ouadis (Duhem et Cornu, 2019) une agriculture de subsistance est pratiquée quelques mois par an, « cultures céréalières pluviales et cultures maraichères irriguées ou de décrue » (FAO, 2013) basée sur des céréales à cycle court, principalement le mil et le sorgho, à la base de l'alimentation quotidienne traditionnelle (FAO, 2013). Les nomades quant à eux effectuent des transhumances saisonnières par rassemblement de tentes et de lignages appelé « ferik » (Duhem et Cornu, 2019). « L'amorce de la transhumance correspond à la remontée de la ZCIT vers le Nord. Elle est déclenchée par une multitude de facteurs parmi lesquels : la mise en culture des parcelles au Sud, la pression parasitaire, la recherche de pâturage de qualité pour les dromadaires, le démarrage de l'hivernage dans les zones plus au Nord » (Duhem et Cornu, 2019). A partir des premières pluies, vers le mois d'avril, les éleveurs partent en transhumance vers le Nord selon un gradient S-N / N-S empruntant les couloirs de passage balisés (Vermeulen, 2020) et suivant le réseau de puits, de forages et de mares, pour atteindre les pâturages des ouadi Haddad, ouadi Kharma et ouadi Achim. Cette limite du désert accueille ainsi une grande concentration humaine durant la saison des pluies (Duhem et Cornu, 2019). Le Ouadi Hawach, entouré de désert, n'est que rarement atteint par des chameliers transporteurs de natron, précieuse ressource en sel (Kamil et al., 2003). Les feriks reviennent en s'éparpillant dans leurs terres d'attaches vers le mois d'octobre avant le tarissement des mares. La transhumance dure en moyenne 3 mois et les distances et itinéraires empruntés sont propres à chaque ethnie (Duhem et Cornu, 2019).

2.2.8. Biodiversité

Les paysages de la RFOROA sont façonnés par la contrainte éolienne et par les climats sahélien/saharien rigoureux (Duhem et Cornu, 2019) mais la biodiversité qu'on y trouve n'en est cependant pas moins remarquable. En effet, la végétation steppique discontinue et les massifs arbustifs et arborés des ouadis, les sols dénudés et les dunes de sable sont autant de formations riches en habitats et en espèces. La réserve est d'autant plus importante qu'elle compte un grand nombre d'espèces animales emblématiques menacées d'extinction (Freemantle et al., 2013) qui seront développées au paragraphe 2.4.1.1.

2.2.9. « Projet Oryx »

Le Projet Oryx, de l'ONG Sahara Conservation Fund (SCF) (<https://saharaconservation.org/fr/>), a pour but principal la réintroduction à grande échelle de populations viables d'oryx algazelles (*Oryx dammah*). Huit relâchés ont déjà eu lieu à partir du site de la Base Oryx située au sud-est de la réserve, au cœur même de leur habitat originel (14,88402°N ; 20,07675°E). La réintroduction de l'oryx algazelle fait suite à des accords entre de nombreux acteurs et notamment avec le MEP et l'Agence pour l'Environnement d'Abu Dhabi (EAD). La translocation des oryx a lieu par lots de 25 individus par avion entre Abu Dhabi et la ville d'Abéché puis par camion sur 200 km jusqu'à la Base Oryx, où ils sont maintenus durant 4 à 6 mois dans l'enclos de pré-relâché (Abeye, Comm. Pers., 2020). Une fois munis d'un collier GPS fourni par le Smithsonian Conservation Biology Institute (SCBI), les oryx sont relâchés et deviennent indépendants. Devenue base de suivi scientifique de la biodiversité locale, la Base Oryx est occupée en permanence afin de gérer les différents aspects du projet. Elle est autonome, isolée de tout point d'eau et de toute autre installation anthropique. Elle est le point central de l'étude détaillée dans ce travail. Une patrouille de suivi écologique appuyée ponctuellement par la Zoological Society of London (ZSL) et le MEP permet une surveillance rigoureuse grâce au repérage VHF local, aux numéros des colliers et aux marquages d'oreille (Sahara Conservation Fund, 2018).

2.2.10. « Projet Ouadi Rimé – Ouadi Achim »

Le Projet UE Ouadi Rimé-Ouadi Achim (POROA) quant à lui, a pour objectif l'élaboration d'un plan d'aménagement de la Réserve permettant une gestion efficace et pertinente sur le long terme. Dans ce but, le contexte social, politique, environnemental, et les attentes de chaque partie prenante doivent être connus et pris en compte afin de parvenir à un équilibre entre exploitation durable et conservation et plus particulièrement de permettre un franc succès aux actions de réintroduction de la faune sauvage (Duhem et Cornu, 2019; Vermeulen, 2020).

2.3. Enjeux de la réserve

La biodiversité mondiale se perd à un rythme sans précédent. Les espèces de vertébrés disparaissent à un taux plus de 1000 fois supérieur aux cinq autres extinctions massives qui ont jalonné l'histoire de l'évolution (Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Ceballos et al., 2015). Plus particulièrement dans la zone sahélo-saharienne, les écosystèmes constituent « un équilibre délicat entre précipitations, végétation et vie animale » et subissent des pressions extrêmes à travers divers facteurs (Justice et Hiernaux, 1986). Les principales causes de dégradation du milieu et des espèces dans la RFOROA sont décrites ci-après.

2.3.1. Chasse excessive

« La chasse est sans aucun doute la plus grande cause de la disparition des espèces de mammifères emblématiques » (Newby, 1980) au sein de la RFOROA. Malgré les pratiques de chasses

traditionnelles millénaires (Gillet, 1965 ; Newby, 1980; Brito et al., 2018), c'est à partir du XIX^e siècle que la grande faune sahélo-saharienne a connu un fort déclin dû à une pression de chasse non-durable (Newby, 1980 ; Brito et al., 2018) qui s'est encore considérablement amplifié suite à l'arrivée des armes à feux et du transport motorisé. (Brito et al., 2018; Newby, 1980). Au cours de la seconde guerre mondiale, des opérations militaires de grande ampleur ont traversé la région, ravageant la faune pour s'approvisionner en viande (Newby, 1978). L'après-guerre amène une augmentation du nombre de colons, d'expatriés et de militaires, ayant la chasse pour loisir (Newby, 1978; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Par ailleurs, les moyens des éleveurs nomades augmentent et permettent à beaucoup de posséder un cheval rendant la chasse plus efficace que par le passé (Bassett, 1975; Newby, 1980). Le réseau de pistes se densifie dans la région, tant via le développement de l'industrie minière (Newby, 1980; Brito et al., 2018) que par la pression démographique des immigrations engendrées par les groupes armés aux frontières (Brito et al., 2018). Aujourd'hui, il semble qu'en saison sèche, seules quelques dunes de sable restent entièrement inaccessibles, tout le reste étant praticable (Brito et al., 2018). Il est aujourd'hui certain que « l'escalade des conflits sahélo-sahariens (croissance de 565 % depuis 2011) accélère le déclin des populations de mégafaune dans les zones qui étaient auparavant des refuges » (Brito et al., 2018).

2.3.2. Sécheresse

Le climat saharien et sub-saharien tend considérablement vers l'aridification depuis 5-6000 ans (Newby, 1980) et depuis le siècle dernier, des sécheresses sévères ont eu lieu dans le Sahel : en 1913-1914, en 1940-1945, puis, avec une fréquence particulièrement élevée, en 1968- 1973, 1976-1980 et 1983-1984 (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Depuis cette « grande sécheresse », la distribution des précipitations dans le Sahel et leur intensité sont variables, tendant à augmenter depuis cette période et plus encore depuis 2000 (Bouchez et al., 2019; Adey et al., 2018). Cependant, « lorsque la sécheresse s'installe, le pâturage disparaît et il est arrivé que le bétail meure par milliers, non de soif mais de faim » (Newby, 1978). La vie des éleveurs comme de la faune sauvage est donc considérablement bouleversée (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006) par les changements climatiques évidents . L'oryx algazelle, quant à lui, est parfaitement adapté au milieu aride et réagit à la sécheresse et au pâturage clairsemé par une migration plus longue vers les limites extérieures du désert (Newby, 1978). Les antilopes se rapprochent alors des éleveurs et du bétail (Newby, 1978; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006) tout en restant à l'écart des meilleurs pâturages en raison de la présence des troupeaux domestiques (Bassett, 1975; Newby, 1978). Ces derniers sont aussi source de maladies pour l'Oryx dont la proximité des éleveurs augmente dans un même temps le risque de se faire chasser (Newby, 1978). L'influence de la sécheresse semble donc, de manière indirecte, affaiblir les populations d'antilopes sahéliennes (Newby, 1978).

2.3.3. Démographie

L'essor démographique que connaît cette région s'observe depuis les années 1920 (Boudet, 1974; World Bank Group, 2020a) et s'explique principalement par des taux de mortalité plus faible (dépendant de facteurs climatiques, nutritifs et sanitaires) (Serageldin, 1989; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006) et des taux de fertilité plus grands (dépendant de facteurs économiques, sociaux et culturels) (Serageldin, 1989) mais également de facteurs géopolitiques. De grands déplacements internes de même qu'un fort taux d'immigration sont à signaler. En effet, les conflits frontaliers depuis 2003, en République centrafricaine et dans le Darfour soudanais (UNHCR, 2004) ont amenés des dizaines de milliers de réfugiés et déplacés à s'installer le long des frontières du pays (Adey et al., 2018), accroissant d'autant plus la pression démographique intérieure. Cette dernière aggrave considérablement les déséquilibres écologiques et menace la conservation des milieux (Serageldin, 1989) au travers de divers facteurs. A titre d'illustration, l'accroissement de la demande en bois de chauffage et de bois d'œuvre mène à des coupes abusives, prémisses du déboisement (Serageldin,

1989; Adey et al., 2018). La réduction des ligneux entraîne non seulement une pénurie de bois de chauffe et à une dégradation du niveau de vie humain (Serageldin, 1989), mais aussi à la réduction de l'ombrage et d'une source d'alimentation pour la faune (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Dans le but de lutter contre ces dégradations, le décret national n°1702/PR/PM/2008 interdit depuis 2008 toute coupe de bois vert (OFAC, 2020). Par ailleurs, d'autres conséquences découlent de cette croissance démographique, notamment le risque accru de feux de brousse.

2.3.4. Sédentarisation

La situation climatique, économique et géopolitique actuelle affecte les transhumances des éleveurs nomades qui se tournent peu à peu vers d'autres stratégies de subsistances telles que les cultures, qui reste néanmoins un choix très peu rentable d'un point de vue agronomique dans ces régions (Ekaya, 2005). Ce changement de mœurs induit des conséquences multiples (Ekaya, 2005) et implique le besoin de ressources hydriques (Newby, 1980). Les communautés nomades s'installent de plus en plus autour des points d'eau (Duhem et Cornu, 2019) et les ouadis, où l'on peut puiser l'eau toute l'année, deviennent alors des centres urbains impactant automatiquement ces écosystèmes rares et délicats. Par ailleurs, de nombreux puits et forages creusés par l'état, les projets d'appuis aux systèmes pastoraux ou l'aide internationale, dans des zones anciennement dépourvues d'eau, ouvrent l'accès de riches pâturages aux cheptels (Newby, 1978). Cela amorce alors le début de la sédentarisation des nomades autour des points d'eau (Newby, 1980). De nouveaux outils tels que citernes et bâches sont de plus mises en place par certains éleveurs (Sahara Conservation Fund, 2018). Par conséquent, la présence intensive du bétail à proximité de ces installations dégrade de vastes superficies de pâturages riches et délicats autrefois considérées comme gagnage pour la faune sauvage (Newby, 1980; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Ceux-ci deviennent stériles ou sont envahis de plantes non nutritives (Newby, 1980), constituant « une grande menace pour la survie de la faune des terres arides, en particulier l'oryx algazelle » (Newby, 1978).

2.3.5. Extension des cheptels

L'altération des pâturages est aussi fonction de l'accroissement du cheptel vif moyen, conséquence de l'augmentation démographique (Boudet, 1974; Newby, 1980; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). En 1986, Le Houérou indique pour l'ensemble des régions sahariennes et sub-sahariennes nord-occidentales une pression de pâturage deux fois supérieure à la capacité d'accueil et Monod indique pour la zone sahélienne, une charge de pâturage 4 fois trop élevée (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Le surpâturage sévère et généralisé a pour conséquence sur la végétation d'induire la disparition des graminées pérennes et des sous-arbrisseaux broutables (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). « La composition floristique et la productivité des écosystèmes herbacés » est aussi considérablement modifiée par la dégradation des sols (Pasturel et al., 2016). Particulièrement près des points d'eau permanents et des cours d'eau temporaires (Newby, 1980; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006), la compaction et l'absence de couverture végétale forme un horizon supérieur encroûté, « entraînant une forte réduction de la capacité d'infiltration de l'eau » (Wheather et Al-Weshah, 2002). L'évaporation sur les sols ainsi dégradés est alors plus importante et les nappes phréatiques, uniquement alimentées durant la saison des pluies, ne peuvent approvisionner les puits pour des éleveurs que durant quelques mois de la saison sèche (Wheather et Al-Weshah, 2002). La dégradation des sols a donc un impact négatif majeur sur le développement agro-pastoral (Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Dewitte et al., 2013).

2.3.6. Feux de brousse

Les feux de brousse constituent, avec le surpâturage, les phénomènes les plus perturbateurs des écosystèmes naturels sahéliens. Au sein de la RFOROA, la plupart d'entre eux sont initiés par les

communautés nomades ou les fraudeurs et sont souvent redoutés. Leur origine découle principalement des points précédents et seront développés au paragraphe 2.4.3.3. Leurs conséquences sur la végétation fait l'objet de cette étude.

2.3.7. Désertification

Les enjeux naturels et anthropiques cités ci-dessus participent tous à la tendance inéluctable actuelle dans le Sahel qu'est la désertification (Newby, 1980). En effet, la dégradation de l'habitat dans ce biome entraîne l'avancée du désert (Newby, 1980) dont la progression est annoncée à un rythme de cinq-six kilomètres par an. La transformation des pâturages herbeux en déserts absolus (Devilleers et Devilleers-Terschuren, 2006) en est un exemple. De même, l'abattage pour le bois de chauffe équivaut à la destruction « des barrières naturelles contre le vent le long des oueds et [...] permet à des langues de sable d'envahir et de couper les cours d'eau » (Newby, 1980). Les conséquences de ce phénomène s'avèreront dramatiques si les tendances se poursuivent.

2.3.8. Espèces animales menacées

La boucle de rétroaction formée par les enjeux cités précédemment a un impact colossal et irréfutable sur la faune de cette région. Les grands mammifères sahélo-sahariens sont pour la plupart endémiques et leur population a énormément diminué durant le siècle dernier (Durant et al., 2014). Peu de réserves existent en zones sub-désertiques et sahéliennes mais leur rôle est essentiel pour protéger les populations restantes des espèces les plus menacées (Newby, 1980). La gazelle dorcas (*Gazella dorcas*), par exemple, a été fortement sujette à la chasse illégale, subissant des massacres intensifs (Brito et al., 2018). Sa répartition étendue dans le Sahara s'est considérablement restreinte et la RFOROA reste encore aujourd'hui l'un des derniers réservoirs de cette espèce (Wacher et al., 2011 ; Brito et al., 2018). D'autres gazelles et grandes antilopes de la Réserve seront mentionnées au paragraphe Xfaune, où sera développé le cas de l'oryx algazelle.

2.3.9. Ecosystèmes peu connus

La diversité biologique du Tchad est considérée comme l'une des plus riches en Afrique sahélo-soudanienne (Brugière & Scholte, 2013). Cette réputation semble toutefois audacieuse puisqu'elle s'appuie, d'une part, sur une diversité biologique nationale et des modifications d'occupation du sol pauvrement documentées (Brugière & Scholte, 2013 ; Brundu & Camarda, 2013; Adey et al., 2018 ; Reenberg, 1995 ; IUCN Species Survival Commission, 1990) et d'autre part, sur des études scientifiques datant pour la plupart d'avant 1970 et limitées à quelques régions seulement (Brugière & Scholte, 2013; Brundu & Camarda, 2013). Ceci serait principalement dû à une longue interruption des études scientifiques lors des événements belliqueux du siècle dernier (Brundu & Camarda, 2013). Par ailleurs, l'absence d'un réseau routier fiable, surtout en saison des pluies, limite sévèrement l'accès au terrain. Le Houérou écrivait en 1989 que cette lacune de connaissances s'étend à la région du Sahel, où la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels ne sont pas bien connus.

2.4. Aperçu écologique et environnemental

2.4.1. Faune

2.4.1.1. Diversité et abondance

Malgré les sévères perturbations qu'elle continue de subir, la RFOROA est certainement l'aire protégée la plus importante de la région sahélo-saharienne et tout particulièrement du point de vue de

sa composition faunique (IUCN Species Survival Commission, 1990). Des recensements opportunistes sont effectués quotidiennement et les derniers rapports d'échantillonnage de traces directes et indirectes donne un avant-goût de la diversité présente dans la Réserve (Wacher et al., 2011; ZSL, 2017). Quelques grands mammifères sont repris dans le tableau 1. La gazelle dorcas atteint dans la réserve sa plus forte densité de tout le Sahel (Indice kilométrique d'abondance : 4,3 gazelles dorcas/km) (Lafontaine et al., 2006). Au sein de la RFOROA se trouve également le dernier pool génétiquement diversifié de la discrète et emblématique gazelle dama (Dethier, Comm. Pers., 2020). Quelques prédateurs sont présents.

Tableau 1 - Grands mammifères recensés dans la RFOROA. Adapté de Wacher et al. (2011), ZSL (2017), IUCN Species Survival Commission (1990).

Nom vernaculaire	Nom latin	Statut UICN¹
Gazelle dorcas	<i>Gazella dorcas</i>	VU
Gazelle dama	<i>Nanger dama</i>	CR
Chacal doré	<i>Canis aureus</i>	LC
Hyène rayée	<i>Hyaena hyaena</i>	NT
Fennec	<i>Vulpes zerda</i>	LC
Renard pâle	<i>Vulpes pallida</i>	LC
Renard de Rüppell	<i>Vulpes rueppellii</i>	LC
Chat de lybie	<i>Felis silvestris lybica</i>	
Caracal	<i>Caracal caracal</i>	LC
Oryctérope	<i>Orycteropus afer</i>	LC

Bien que la RFOROA ait été créée pour leur protection, d'autres espèces semblent avoir totalement disparu depuis la fin du siècle dernier (Tab.2).

Tableau 2 - Espèces emblématiques historiquement présentes dans la RFOROA. Les espèces en caractère gras font l'objet de réintroductions (IUCN Species Survival Commission, 1990).

Nom vernaculaire	Nom latin	Statut UICN¹
Guépard saharien	<i>Acinonyx jubatus hecki</i>	
Autruche d'Afrique du Nord	<i>Struthio camelus camelus</i>	
Addax	<i>Addax nasomaculatus</i>	CR
Oryx algazelle	<i>Oryx dammah</i>	EW

La réserve est également un lieu d'importance pour l'avifaune (IUCN/PACO, 2008). Lieu de passage convoité par les grands migrateurs, elle abrite également des nicheurs encore non-documentés. Quelques espèces recensées lors du dernier inventaire sont reprises dans le tableau 3 (Wacher et al., 2011; ZSL, 2017).

Tableau 3 - Grands oiseaux recensés dans la RFOROA. Adapté de Wacher et al. (2011), ZSL (2017), IUCN Species Survival Commission (1990).

Nom vernaculaire	Nom latin	Statut UICN¹
Outarde de Nubie	<i>Neotis nuba</i>	NT
Outarde arabe	<i>Ardeotis arabs</i>	NT
Vautour de Rüppell	<i>Gyps rueppellii</i>	CR
vautour oricou	<i>Torgos tracheliotus</i>	EN
vautour charognard	<i>Necrosyrtes monachus</i>	CR

¹ Catégories du statut mondial des espèces de la liste rouge de l'UICN (IUCN, 2020): LC, préoccupation mineure ; NT, quasi menacée ; VU, vulnérable ; EN, en danger ; CR, en danger critique ; EW, éteinte à l'état sauvage.

vautour africain	<i>Gyps africanus</i>	CR
vautour percnoptère	<i>Neophron percnopterus</i>	EN
élanion naucleur	<i>Chelictinia riocourii</i>	LC
busard pâle	<i>Circus macrourus</i>	NT
faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	LC
Faucon crécerellette	<i>Falco naumanni</i>	LC

Les reptiles et insectes de la réserve n'ont à ce jour pas fait l'objet d'inventaires connus (Abeye, Comm. Pers., 2020).

C'est l'oryx algazelle, qui sera plus particulièrement développé dans ce travail.

2.4.1.2. L'oryx algazelle

a) Biologie et habitat

L'oryx algazelle (*Oryx dammah* (Cretzschmar, 1827)) est une grande antilope de la famille des *Bovidae* et de la sous-famille des *Hippotragini* (Gilbert 2019). Sa caractéristique morphologique principale est de posséder, à l'âge adulte et quel que soit le sexe, des cornes en forme de faucille, ce



Figure 2 - Oryx algazelle (*Oryx dammah*).

qui lui a valu son nom anglophone de « Scimitar-Horned Oryx ». Celles-ci peuvent mesurer jusqu'à 150cm (Newby, 1978) (Fig.2). Cette espèce vivait à l'origine dans les steppes herbeuses du nord du Sahel, dans les zones de végétation désertique au sud du Sahara (Newby, 1978) et dans la zone de transition méditerranéo-saharienne (Devillers et Devillers-Terschuren, 2006). Ces domaines sont caractérisés par des climats semblables où dunes, broussailles et arbres épars sont présents (Dolan, 1966), apportant l'ombre nécessaire pour minimiser les pertes en eau de l'animal (Gilbert, 2017) et permettre la survie des nouveau-nés (Gilbert, 2017). Les oryx ont un comportement majoritairement grégaire (Newby, 1978; Devillers et Devillers-Terschuren, 2006), mais il arrive que certains mâles soient isolés (Dolan, 1966; Devillers et Devillers-Terschuren, 2006).

Historiquement, face à la longue période annuelle de sécheresse, l'oryx à l'état sauvage adoptait une réponse migratoire (Newby, 1978; Harris et al., 2009), saisonnière ou interannuelle (Devillers et Devillers-Terschuren, 2006; Gillet, 1965). La migration saisonnière débutait au mois de mars. Les oryx rejoignaient alors la partie Sud de leur aire de répartition, dans les steppes boisées Sud-sahéliennes où les premières pluies arrivent fin mai-début juin. Vers le mois de juillet, des remontées massives vers le nord de leur aire étaient observées et se dispersaient à nouveau pour la saison froide dès le mois d'octobre (Devillers et Devillers-Terschuren, 2006). Il arrivait que les populations d'oryx, d'ordinaire composées de 20 à 40 individus soient regroupées lors de la migration en plusieurs milliers de têtes (Gillet, 1965; Devillers et Devillers-Terschuren, 2006).

b) Extinction

Son aire de distribution a régressé depuis l'Antiquité (Fig.3) notamment à cause de la destruction généralisée de son habitat et de prélèvement massifs dès l'époque romaine (Devillers et Devillers-Terschuren, 2006) mais aussi des grandes sécheresses. En effet, malgré son comportement migratoire

adapté aux périodes de sécheresse, il arrive qu'au cours de celles-ci, l'oryx abandonne son nouveau-né ou soit plus sujet aux maladies. Lorsqu'il est affaibli il est aussi plus facilement victime de la chasse et des expéditions impitoyables comme celles ayant eu lieu dans la RFOROA, notamment en 1972-73 lors de l'exode massif des oryx et des gazelles dama (Newby, 1980). Entre 1973 et 1976, « une série de bonnes saisons des pluies combinées à un contrôle impitoyable et efficace du braconnage » a pu faire croître à nouveau le nombre d'individus dans la réserve de 2.500 à 3.500 tout en tenant compte d'environ 250 individus braconnés annuellement (Newby, 1980). « En raison de l'abondance historique de cette espèce, une protection insuffisante lui a été attribuée » (Freemantle et al., 2013) au cours du temps ; à la fois peu efficace par un mauvais équipement des gardes de la réserve et interrompue notamment en 1978 (Bassett, 1975 ; Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). Cette faible surveillance a rendu l'espèce vulnérable à la pression de chasse, à la concurrence avec le bétail domestique et à la perte d'habitat, éléments considérés comme à l'origine de l'extinction de nombreuses populations d'oryx sauvages » (Freemantle et al., 2013). Au début du XXe siècle, l'aire sub-saharienne septentrionale ne comprenait plus de populations permanentes (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006). L'aire de répartition sahélienne était « encore à peu près continue dans les années 1960, fragmentée en plusieurs noyaux importants dans les années 1970 » (Devillers et Devillets-Terschuren, 2006) puis limitée à un seul dernier bastion dans la RFOROA avant sa disparition (Freemantle et al., 2013). L'oryx algazelle (*Oryx dammah*) a été vu pour la dernière fois au Tchad à la fin des années 1980 (Doumenge et al., 2015 ; Sahara Conservation Fund, 2018) et a été déclaré éteint à l'état sauvage en 1999 (Hilton-Taylor, 2000), statut qu'elle conserve depuis lors (IUCN, 2020).

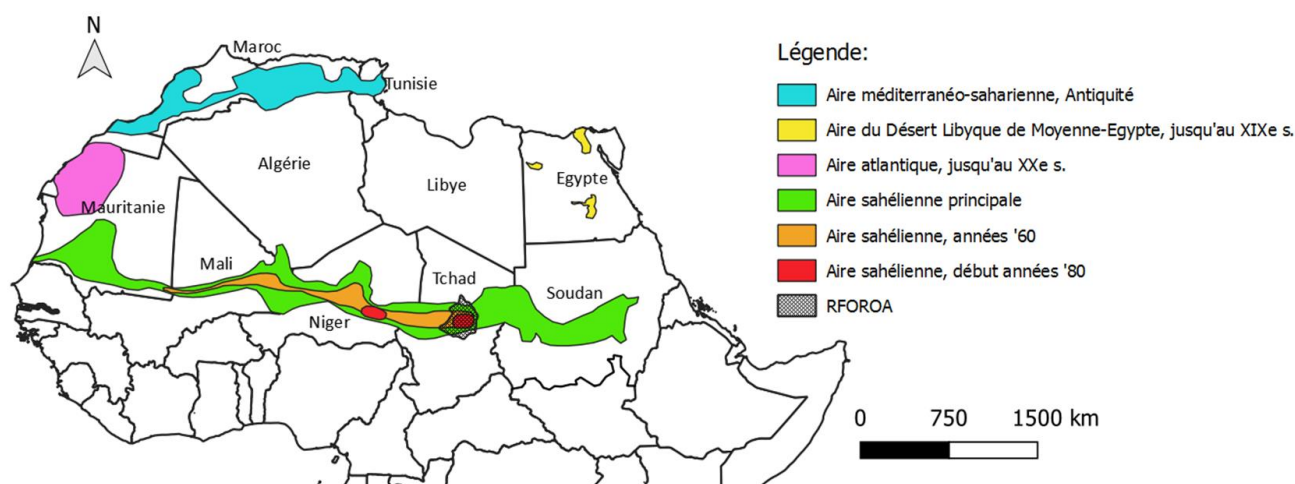


Figure 3 - Distribution historique probable de l'oryx algazelle. Adapté de Devillers et Devillets-Terschuren (2006).

c) Réintroduction et suivi

Malgré cette situation, un grand nombre d'oryx algazelles ont survécu au travers des collections privées et jardins zoologiques (Woodfine et Gilbert, 2016; Mertes et al., 2019) partout dans le monde (Gilbert et Woodfine, 2005; Freemantle et al., 2013 ; Gilbert, 2017). La plupart d'entre eux descendent d'ailleurs d'animaux sauvages capturés au Tchad dans les années 1960 (Gilbert et Woodfine, 2005; Woodfine et Gilbert, 2016). La population captive mondiale actuelle est estimée à environ 15000 individus (Llona Minguez, Comm. Pers., 2020). Parmi, celle-ci un troupeau mondial de plus de 3000 individus (Gilbert, 2017) a été composé par l'Environment Agency - Abu Dhabi, aux Emirats Arabes Unis, afin de maintenir une population « source » génétiquement diversifiée d'environ 400 oryx pour la réintroduction (Mertes et al., 2019; Llona Minguez, Comm. Pers., 2020 ; Ogden et al., 2020).

L'oryx algazelle fait aujourd'hui l'objet d'un audacieux projet de réintroduction dans la RFOROA, chapeauté par l'Environment Agency - Abu Dhabi, le Ministère tchadien de l'environnement, de l'eau et de la pêche et le Sahara Conservation Fund (SCF) au travers du Projet Oryx (Stabach et al., 2020; Mertes et al., 2019). Selon Gilbert (2017), « Cette initiative est probablement la réintroduction de grands mammifères la plus ambitieuse au monde et un grand pas en avant dans le domaine de la conservation. » La première réintroduction a eu lieu en mars 2016 (Gilbert, 2017) au Sud-Est de la RFOROA, dans une partie de son aire de répartition d'origine au Tchad (Stabach et al., 2020). Sept autres opérations ont été réalisées par la suite avec succès et la population relâchée compte actuellement 288 individus dont 197 individus nés au Tchad (3^e génération), ce qui conforte le Projet Oryx dans son succès (Dethier, Comm. Pers., 2020). Le but du projet est de créer une population saine et autonome d'au moins 1000 individus dans la réserve en 10 ans par plusieurs vagues de réintroductions à partir de 2016, atteignant un total de 500 reproducteurs (Gilbert, 2017; Newby et al., 2015). Les projets de réintroduction sont aujourd'hui nombreux à travers le monde mais le taux de réussite reste faible (Osborne et Seddon, 2012). C'est pour cette raison que la réintroduction de l'oryx algazelle a été jusqu'aujourd'hui considérée comme un cas d'étude (Dethier, Comm. Pers., 2020). Par ailleurs, la relation entre la disponibilité d'un habitat de qualité et le succès des projets est indéniable (Freemantle et al., 2013). Ces conditions étant rassemblées à cet endroit, il est important que la RFOROA se maintienne au rang des priorités de conservation mondiales et adopte des mesures strictes de gestion afin de veiller à la sauvegarde du milieu et de l'espèce réintroduite (Gillet, 1965; Devillers et Devillers-Terschuren, 2006).

Une équipe de suivi écologique patrouille chaque jour dans la réserve. A l'aide des positions GPS envoyées par les colliers émetteurs attachés au cou des oryx réintroduits, leur position exacte est repérée au cours du temps. Un contrôle régulier des groupes formés peut alors être effectué et permet, outre le contrôle de l'état de santé et le recensement des nouveau-nés, l'enregistrement d'observations détaillées de l'écologie de l'animal, de ses mouvements et de son habitat de prédilection (Stabach et al., 2020; Smithsonian Conservation Biology Institute, 2016). Ces contrôles réguliers nécessaires aux projets de réintroduction de l'oryx et de l'addax bénéficient également grandement à la conservation des autres animaux sauvages (Lafontaine et al., 2006), de la qualité de l'habitat et de son évolution mais aussi du respect de la réglementation en vigueur. Cette dernière semble cependant bien reçue en matière de réintroduction des oryx car la tranche de la population tchadienne la plus âgée se souvient encore de la présence de cette espèce emblématique à l'état sauvage et salue grandement cette initiative (Gilbert, 2017).

d) Alimentation

Exclusivement herbivore, le régime alimentaire de l'oryx varie avec la disponibilité de la végétation au cours des saisons (Gillet, 1965). Etant donné l'absence d'eau de surface la majorité de l'année, celle-ci constitue le seul apport hydraté à son organisme (Newby, 1978), l'incitant à sélectionner certaines espèces privilégiées au-delà de son régime essentiellement graminéen.

Avec l'arrivée du front d'avancée des pluies vers le Nord, l'oryx migre pour profiter d'un pâturage jeune, frais et tendre. Ces derniers une fois limités aux bas-fonds, les oryx prennent leurs quartiers d'été. Paissant principalement de nuit et aux heures fraîches, ils ruminent à l'ombre durant la journée. Leur régime est alors composé de *Dactyloctenium aegyptium*, *Brachiara sp.*, *Hagerupii sp.*, *Echinochloa sp.*, *Chloris sp.*, *Schoenefeldia gracilis* et les jeunes pousses d'*Indigofera sp.*, les trois premières étant particulièrement recherchées. Sur les dunes fixées, en dehors des pâturages denses, il apprécie particulièrement l'*Aristida papposa*. Au fur et à mesure du développement végétatif l'oryx oriente son électivité vers d'autres espèces comme *Schmidtia pappophoroides* et *Cenchrus biflorus* avant sa fructification épineuse. Le retour progressif de la sécheresse amène d'autres espèces de prédilection telles que le *Danthonia Forskalaei* ou encore *Panicum turgidum* et la colocynthe sauvage *Colocynthis colocynthis*, jouant un rôle particulièrement important dans l'apport d'eau.

Lorsque la chaleur s'installe et dessèche les annuelles, la paille de *Schmidtia sp.*, *Aristida mutabilis*, *Heliotropium sp* et *Cyperus sp.* constitue la base alimentaire tandis que les rares *Fabaceae* sont alors prisées pour leur état vert, permis par de longues racines pivotantes puisant l'humidité en profondeur ou encore des gousses d'*Acacia tortilis* et du feuillage d'arbustes persistants, dont *Cornulaca sp.*, *Chrozophora sp.*, *Cassia sp.*. L'animal vit alors sur ses réserves et s'abrite la journée à l'ombre des arbres, dont il ne mange les feuilles que rarement, en saison sèche (Abeye, Comm. Pers., 2020). Les pâturages dits « salés », à proximité des ouadis sont aussi un apport déterminant pour l'organisme de l'animal (Gillet, 1965 ; Devillers et Deville-Terschuren, 2006).

2.4.2. Flore

2.4.2.1. Etudes

Les premières études de végétation au Tchad ont eu lieu dans les années '50 et ont posé les bases des connaissances dans le domaine agrostologique² de la région (Brundu et Camarda, 2013), permettant d'estimer les capacités de productions pastorales (Gillet, 1960a; Gillet, 1960b). Très peu d'études cependant font allusion aux relations entre faune sauvage et végétation.

2.4.2.2. Biome

La région de la RFOROA bénéficiant d'un bioclimat sahélien et constituant le lieu principal de l'étude, se situe dans un biome intermédiaire entre désert, savane et prairie (Woodward et al., 2004). Il semble alors judicieux d'en définir les formations végétales. Pour se faire, nous nous basons sur des critères de physionomie, de structure et de dominance du couvert végétal pour les différentes strates (arborée, arbustive et herbeuse) (Aubreville, 1957; Depierre et Gillet, 1971 ; Pasturel et al., 2016); au travers d'ouvrages de références tels que « La cartographie » de White (1986) et les accords de nomenclature de Yangambi 1956 (Aubreville, 1957), de même que sur les nombreuses critiques et classifications qui ont fait suite à ces derniers (Cole, 1963 ; Beard, 1967; Bourlière et Hadley, 1970; Descoings, 1973 ; Fischer et Turner, 1978; (Hartley et al., 2007). En effet, tant dans la littérature francophone qu'internationale, les termes « savane » (Bourlière et Hadley, 1970 ; Breman et al., 1991), « steppe sub-désertique » (Boudet, 1975), « grassland » (Mougin et al., 1995), ou encore « semi-desert grassland » (Brundu et Camarda, 2013) ont été controversés, constamment nuancés et redéfinis au cours du siècle dernier. Le type de végétation étudié ici est donc défini comme suit :

Steppe sahélienne subdésertique :

Formation végétale des régions tropicales arides à semi-arides de basse altitude (Pasturel et al., 2016), constituée majoritairement d'herbacées annuelles (Le Houérou, 1989; Beard, 1967) -*Poaceae* et *Cyperaceae* (Descoings, 1973)- dont la strate est inférieure à 80 cm (CSA, 1956) et le couvert est discontinu au niveau du sol (Gillet, 1960a ; Sanford et Isichei, 1986), et tend par endroit vers une fermeture de la canopée lors de la période de croissance (Gillet, 1960a). Les plantes vivaces sont rares et espacées, et les strates arbustives et arborées sont principalement constituées d'individus épineux pour la plupart de petites dimensions se densifiant selon un gradient croissant d'apport d'eau (Boudet, 1975). Ainsi, selon les conditions locales, elle peut être caractérisée d'*arborée*, d'*arbustive*, d'*arbustive épineuse*, de *buissonnante*, de *succulente* ou encore d'*herbacée* (CSA, 1956 ; Boudet,

² Agrostologie : Branche de la botanique systématique qui a pour objet l'étude des herbacées, et plus particulièrement leur identification, classification et évolution (Smith, 2005).

1975) (Fig.4). Ces formations sont parcourues ou non par les feux (Descoings, 1973).

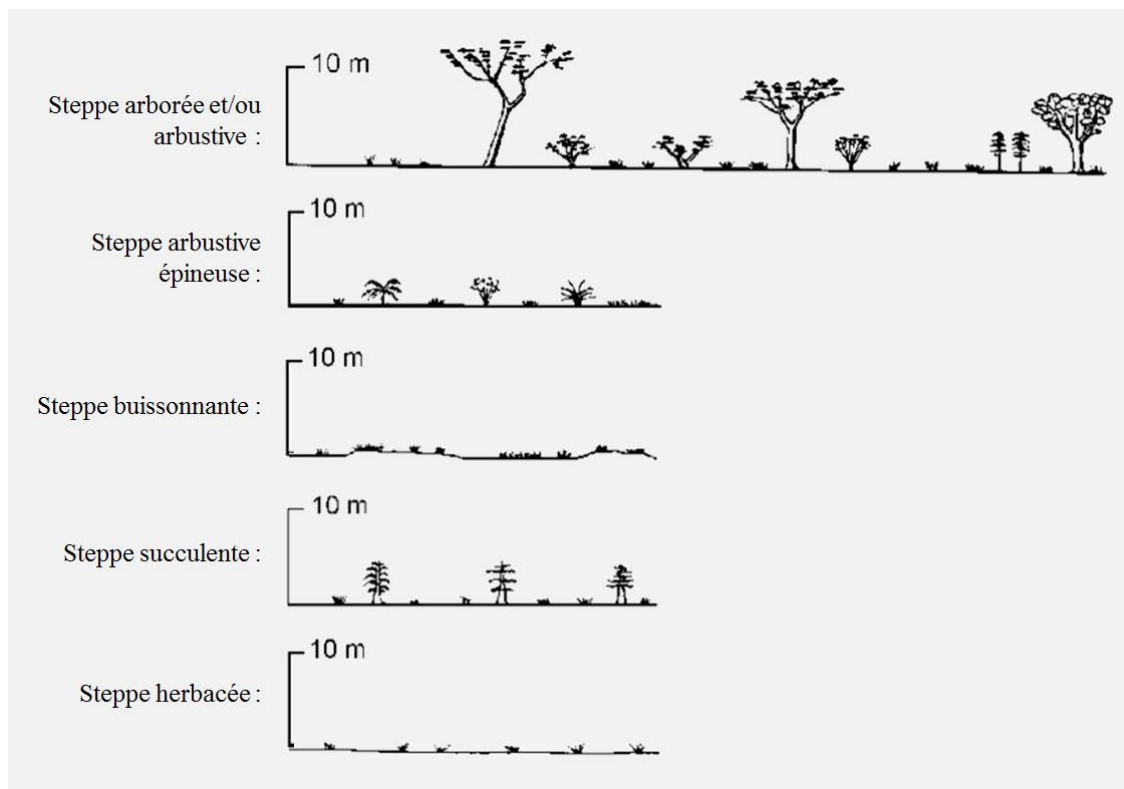


Figure 4 - Formations végétales des « steppes sahéliennes subdésertiques ». Adapté de CSA (1956).

2.4.2.3. Hétérogénéité spatiale et temporelle

Dans ces régions, une sévère hétérogénéité spatiale et temporelle de la composition floristique et de la production de biomasse est perceptible. D'une part, on constate, entre le Nord et le Sud de la réserve, un gradient de végétation similaire à celui des précipitations annuelles (Le Houérou, 1989; Mougin et al., 1995). En effet, la saison des pluies constitue la seule période où les stocks fourragers se reforment et varie entre 1 et 3 mois entre le Nord et le Sud Sahel (Boudet, 1974; Mougin et al., 1995 ; Mainguet, 1999; Smithsonian Conservation Biology Institute, 2016). De plus, un fort gradient de hauteur de la strate arborée est perceptible. En effet, la plupart des espèces ligneuses atteignent les 8m au sud du Sahel et ne dépassent que rarement les 4m au nord (White, 1986). Au niveau de la réserve, d'autres processus phénologiques sont dictés par les variations saisonnières de la longueur du jour. La photopériode peut influencer chez certaines espèces « la levée de la dormance, le débourrement, le tallage, l'initiation florale » (Hiernaux et Le Houérou, 2006) et la fructification marquant la fin de la saison de croissance en moyenne vers le milieu du mois de septembre (Justice et Hiernaux, 1986).

A plus petite échelle, des variations du couvert végétal sont perceptibles selon la nature du sol et la situation topographique. Ces deux facteurs influencent également la disponibilité de l'eau et du stock semencier, ce dernier régissant par conséquent la composition en herbacées et la biomasse produite. Sur l'échelle temporelle, des fluctuations interannuelles de la végétation peuvent être remarquées en fonction de la distribution locale des pluies (Hiernaux et Le Houérou, 2006; Justice et Hiernaux, 1986 ; Boudet, 1974). La production de biomasse herbacée et par extension la végétation des steppes sahéliennes est donc très variable d'une année à l'autre (Hiernaux et Le Houérou, 2006) et ne peut être comparée que par type de relief (dunes, dépressions , versant dunaire) (Boudet, 1974) ou lieu géographique.

On peut par ailleurs distinguer divers types d'organisation spatiale de la végétation des steppes subdésertiques. On citera notamment « L'organisation en *bosquets* de forme subcirculaire sur les cordons dunaires », « La *brousse tigrée* constituée d'une alternance de bandes de végétation dense et de sol dénudé sur les sols cuirassés des plaines interdunaires », ou encore « des *agrégats* de forme linéaire ou subcirculaire occupent les chenaux d'écoulement et les mares temporaires » (Jacqueminet et Méring, 1989; Deblauwe et al., 2008).

2.4.2.4. Diversité

« La flore du Sahel est plutôt pauvre, on y recense approximativement 1500 espèces de plantes à fleurs. » (Le Houérou, 1989). Les familles les plus riches sont : *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Capparidaceae*, *Malvaceae*, *Convolvulaceae*, *Zygophyllaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asclepiadaceae*, *Acanthaceae* et *Solanaceae* (Le Houérou, 1989; Brundu et Camarda, 2013). Suivant le gradient spatial évoqué ci-dessus, on identifie des variations du biome de steppes sahéliennes subdésertiques allant de la steppe arborée au désert absolu.

Dans le Sud de la RFOROA, aux alentours des isohyètes 300 à 250mm, le *Balanites aegyptiaca*, très présent au Sud, « est peu à peu remplacé par *Acacia tortillis raddiana* » (Adey et al., 2018). Le recouvrement des cimes arborées est généralement inférieur à 10 %. Au-delà de cette latitude, les steppes herbeuses prédominent sur les sols sablonneux profonds. « Le tapis graminéen [...] est constitué le plus souvent d'espèces annuelles, principalement *Cenchrus biflorus*, *Schoenefeldia gracilis*, *Aristida stipoides* et *Tragus racemosus* ». Les graminées vivaces sont quant à elles le plus souvent localisées. On citera *Panicum turgidum* et *Stipagrostis pungens*, dont l'abondance augmente suivant le gradient S-N. De plus, des formations herbeuses désertiques apparaissent localement sur les reliefs dunaires plus accentués et marqués par des facteurs édaphiques différents. On y retrouve une dominance des espèces vivaces *Panicum turgidum* et *Aristida sieberana* alternant avec des formations typiques de ces latitudes, à dominance d'espèces annuelles telles *Cenchrus biflorus* et celles qui lui sont habituellement associées, qui occupent les sables stabilisés des pentes inférieures des dunes et les dépressions qui les séparent. Quelques espèces envahissantes sont également à signaler, notamment *Leptadenia pyrotechnica* et *Calotropis procera* (White, 1986).

La densité des ligneux est déterminée par les contraintes environnementales locales, principalement les apports d'eau. Elle est maximale dans les ouadis où les cimes sont presque jointives et plus faible dans les plaines où les houppiers sont distants les uns des autres de plusieurs fois leur diamètre. Les activités anthropiques intenses influencent cependant cette répartition (White, 1986; Adey et al., 2018).

Dans la région où les précipitations moyennes annuelles avoisinent les 100 mm, dans les plaines sablonneuses et sur les dunes peu élevées, la transition entre steppe herbeuse et désert s'amortit fortement. *Panicum turgidum* devient généralement dominant, sauf sur les crêtes non stabilisées des dunes, où il est remplacé par *Stipagrostis pungens* dont l'abondance croît vers le Nord. Le recouvrement des plantes ligneuses dépasse rarement 3 % si ce n'est très localement. A partir de l'isohyète de 80 mm, là où les dunes deviennent plus mobiles, *Stipagrostis* est généralement dominant et viennent alors les premiers signes du désert absolu, le Sahara. On y distingue plusieurs formations : la végétation psammophile, les Hamadas, les regs, les Oasis et enfin le désert absolu (White, 1986). Celles-ci ne seront pas développées dans le cadre de ce travail.

2.4.2.5. Endémisme

Le Sahel est considéré comme une zone régionale de transition entre le centre d'endémisme soudanien et la zone de transition saharienne (Berhan et Edwards, 2010). En effet, le taux d'endémisme y est très bas (environ 3 %), comprenant une quarantaine d'espèces et notamment:

Chrozophora brocchiana, *Indigofera senegalensis*, *Panicum laetum*, *Tephrosia gracilipes*, *T. obcordata* et *T. quartiniana*. Aucune famille ou genre n'est endémique du Sahel (White, 1986). D'autres espèces cependant (environ 26 %) sont partagées avec la zone soudanienne, qui dans le Sahel sont restreintes aux zones les plus approvisionnées en eau (Le Houérou, 1989; Brundu et Camarda, 2013) et d'autres sont partagées avec le Sahara (14 %) telles que *Aristida sieberiana*, *Blepharis ciliaris*, *Leptadenia pyrotechnica*, *Panicum turgidum* (White, 1986).

2.4.2.6. Adaptations et traits spécifiques

La végétation des climats arides et semi-arides a développé au cours de l'évolution des processus de résilience face aux perturbations (Hiernaux et Le Houérou, 2006). De nombreuses espèces ont acquis des adaptations morphologiques et physiologiques afin de limiter les pertes en eau par évapotranspiration, améliorer l'absorption de l'eau du sol et acquérir des cycles végétatifs et reproductifs très courts (Mainguet, 1999). L'étude des traits fonctionnels, caractéristiques à chaque espèce, permet une approche plus généraliste que l'approche spécifique. Elle permettra plus loin dans ce travail de déterminer l'influence des perturbations, en particulier le passage du feu, sur le développement de certains traits spécifiques.

Divers traits sont abordés ici :

a) Types végétatif

Le type végétatif (TV) est défini ici selon deux modalités :

- *Annuel* : se dit d'une plante dont le cycle de vie, depuis la germination de la graine jusqu'à la maturation des semences, dure moins d'un an.
- *Pérenne* : se dit d'une plante vivant plusieurs années, vivace (Lambinon et Verloove, 2015).

b) Types de photosynthèse

Trois types de photosynthèses (TP) sont identifiés parmi les végétaux : C3, C4 et CAM. Ce dernier type, n'ayant pas été recensé dans ce travail, ne sera pas développé.

- Les végétaux C3 ont la photosynthèse associée au mécanisme de photorespiration et ont pour premier produit de la fixation du CO₂, un acide phosphoglycérique à 3 carbones.
- Les végétaux C4 présentent une différenciation fonctionnelle des tissus qui fixent le CO₂ en deux phases, ce qui leur permet de dépenser moins d'énergie pour la photosynthèse malgré la fermeture partielle des stomates durant la journée. Le mécanisme de photorespiration est masqué. Ce type de physiologie est considéré comme bien adapté au climat sahélien et constitue un sérieux avantage de productivité et de survie à de fortes températures. Le premier produit de la fixation du CO₂ est un acide oxaloacétique à 4 carbones (Gaudin et Diarra, 1995 ; Barnes et al., 2007).

c) Types biologiques

Le type biologique (TB) peut être défini comme le terme, officialisé par Raunkiaer, témoignant de l'ajustement global d'un végétal ou d'une formation au milieu et à la concurrence, ainsi que sa capacité à occuper l'espace vital. Il est exprimé en fonction du lieu où les organes de survie persistent durant l'hiver biologique³ (Lebrun, 1966; Mugunga, 1987).

³ Saison défavorable à la croissance végétative

La classification adoptée dans ce travail découle des modifications apportées à la typologie de Raunkiaer (1954) (Brundu et Camarda, 2013). Les quatre types rencontrés dans ce travail sont illustrés à la figure 5 et défini comme suit :

- Thérophyte (Th) : plante annuelle ne subsistant durant la période d'arrêt de la végétation qu'à l'état de graines.
- Hémicryptophyte (H) : plante pérenne dont les bourgeons de reprise de végétation se situent au niveau du sol (Boudet, 1975).
- Chaméphyte (Ch): plante dont les bourgeons persistants durant la période défavorable sont situés à moins de 50cm de hauteur.
- Phanérophyte (Ph): plante dont les bourgeons persistants durant la période défavorable sont situés à plus de 50cm de hauteur (Lambinon et Verloove, 2015).

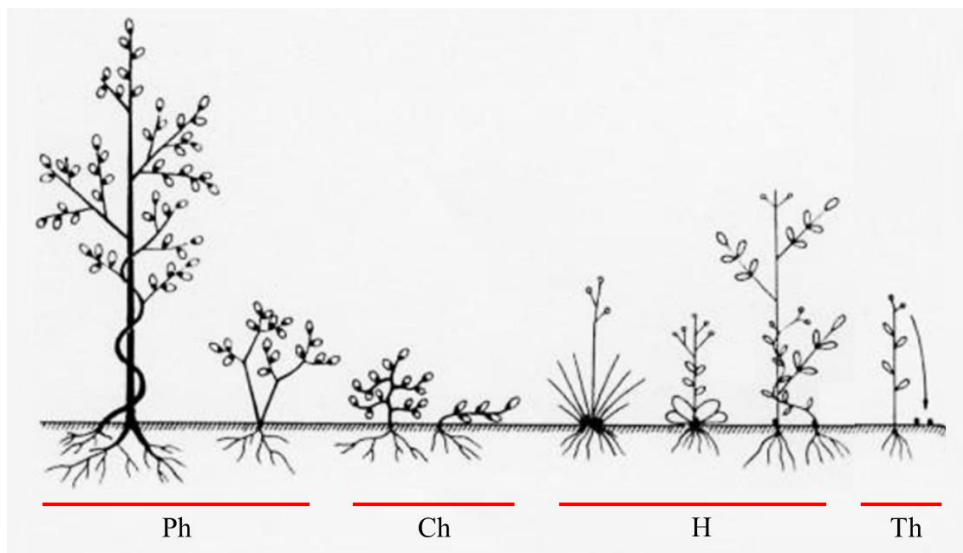


Figure 5: Représentation schématique des types biologiques des espèces recensées. Les traits épais correspondent aux structures persistant durant l'hiver biologique, et les traits fins à des parties de la plante disparaissant durant la saison défavorable. (Ph, Phanérophyte ; Ch, Chaméphyte ; H, Hémicryptophyte ; Th, Thérophyte). Adapté de Lambinon et Verloove (2015).

d) Types morphologiques

Les types morphologiques (TM) constituent les traits distinctifs des formations ou associations végétales faisant allusion à l'arrangement dans l'espace des organes aériens de la plante les uns par rapport aux autres et par rapport au sol (Descoings, 1975).

La classification adoptée dans ce travail est détaillée ci-dessous et illustrée par la figure 6.

- Uniculmaire (Uc) : plante ne présentant qu'une seule tige, non ou très peu ramifiée à sa base, ne formant pas de touffe ou de rosette et donnant un seul chaume pouvant ou non se ramifier dans sa partie aérienne (Boudet, 1975).
- Cespiteux (Ce) : plante formant une touffe. (Lambinon et Verloove, 2015)
- Prostré (Pr) : plante dont les tiges sont couchées sur le sol (Boudet, 1975).
- Buissonnant (Bu) : plante très ramifiée ne présentant pas les caractères décrits précédemment.

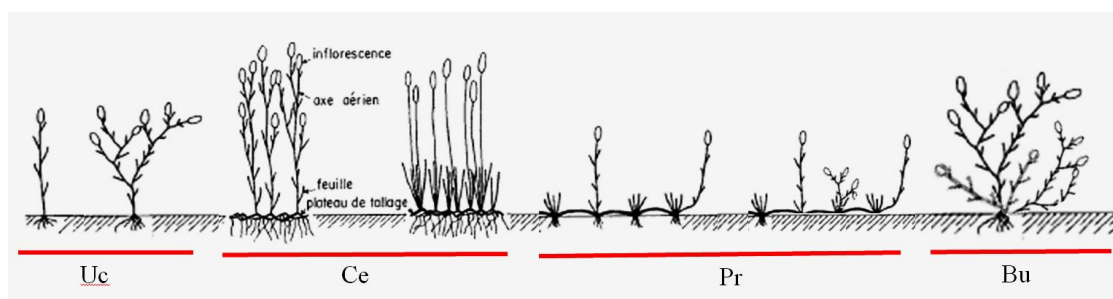


Figure 6: Représentation schématique des types morphologiques déterminés pour les espèces recensées. (Uc, Uniculmaire ; Ce, Cespiceux ; Pr, Prostré ; Bu, Buissonnant). Adapté de Descoings (1975).

2.4.3. Feu

2.4.3.1. Répartition et origine

Le feu, apparu il y a plus de 400 millions d'années avec la végétation terrestre (Scott, 2018) est un phénomène que l'on retrouve partout dans le monde où elle est présente (Pereira et al., 2020). Les feux se déclarant en milieux naturels, communément nommés « feux de brousse » (« wildfire » ou « bushfire » en anglais) (Collins, 2020; Pacific Biodiversity Institute, 2009) ont un impact inéluctable sur les écosystèmes. On estime que 30 à 46 millions de km² brûlent chaque année, soit environ 4% de la surface terrestre globale (Doerr et al., 2016), principalement dans les prairies, savanes et maquis (Pereira et al., 2020) (Fig.7). Seule une infime portion d'entre eux a un impact sur les populations humaines, attisant proportionnellement l'attention du public (Doerr et al., 2016).

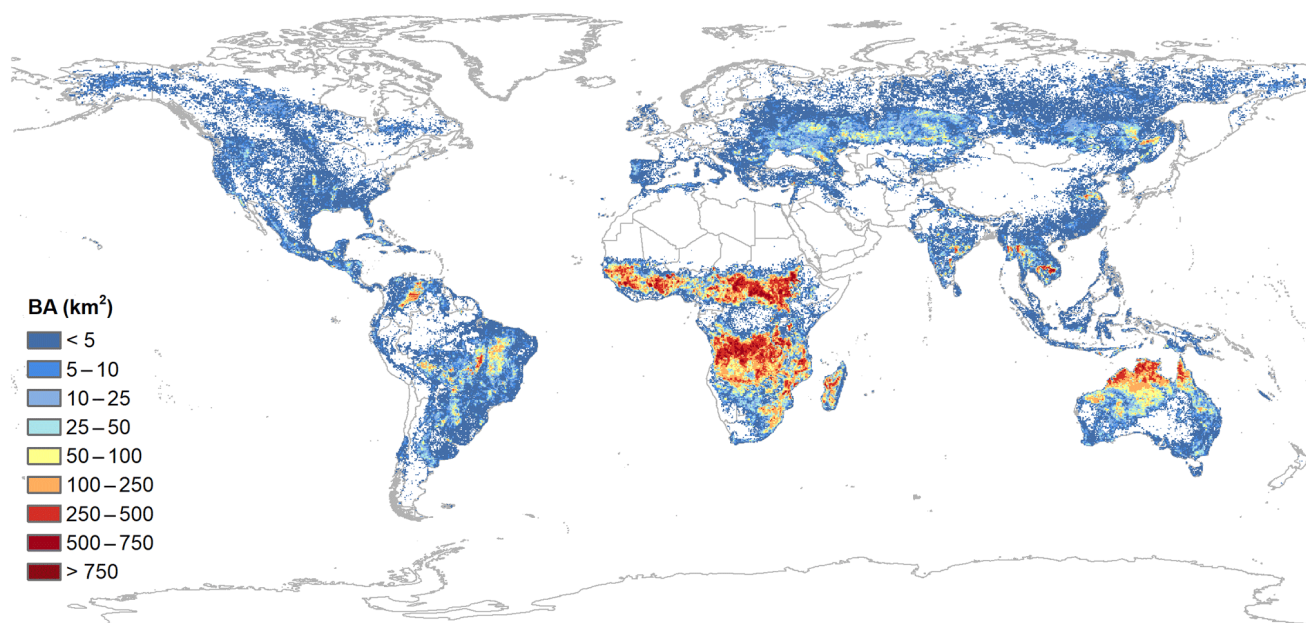


Figure 7: Moyenne des surfaces brûlées mondiales annuelles, à partir des produits FireCCI50 (Chuvieco et al., 2018).

Dans les sociétés humaines du monde, le feu est tour à tour considéré comme fourneau, chauffage, lumière, outil de gestion agricole, rituel et tradition, arme, outil de protection des ressources naturelles et de constructions, moyen de transformation des matériaux, ou encore comme fléau (Pyne, 2001; Garba et al., 2012; De Sales et al., 2015). Au cours des deux dernières décennies, la croissance démographique et les changements d'occupation du sol engendrés par les activités humaines ont augmenté l'occurrence des feux de brousse (Dami et al., 2012 ; Moritz et al., 2014), phénomène

désormais indissociable des changements globaux (Aghakouchak et al., 2020). Les causes des « incendies sont souvent à la fois naturelles et anthropiques, à tel point qu'il est difficile de les distinguer » (Moustakas et al., 2020).

2.4.3.2. De destructeur à fondamental

Malgré l'ampleur mondiale des feux de brousses, ce n'est que très récemment que l'intérêt des écologistes s'est tourné vers ce sujet et les synergies globales qu'il implique (Bond et Keeley, 2005). Considéré par certains comme un facteur destructeur et irréversible modificateur, le concept de feu est considéré par d'autres depuis l'avènement de l'« écologie du feu » comme inhérent et fondamental aux écosystèmes terrestres (The Future of Fire Consortium, 2020 ; Aghakouchak et al., 2020). En effet, l'« écologie du feu » est la science dont le but est de comprendre la diversité des façons dont le feu affecte les organismes et les écosystèmes sur la Terre (The Future of Fire Consortium, 2020).

Dans le cadre de ce travail, le feu nous intéresse en tant qu'élément structurant du paysage et affectant la végétation appréciée par l'oryx.

En effet, le feu a la propriété de contrôler la composition, la structure et la distribution des communautés végétales (Bond et Keeley, 2005 ; He et al., 2019; Aghakouchak et al., 2020) et de contribuer au métaclimax des écosystèmes propices au feu (ex : forêts méditerranéennes, Cerrado brésiliens, savanes Nord-Australienne, etc.) (Descoings, 1973; Laris, 2005; Garba et al., 2012; He et al., 2019). Dans ces écosystèmes, il est désormais admis que le feu a été un déterminant primaire de sélection naturelle des organismes et de leur diversification évolutive (Simon et al., 2009). En effet, étant donné la capacité du feu à « détruire des organismes tout en ouvrant de nouvelles niches », il a su faire émerger « des traits d'adaptation leur permettant de persister » (He et al., 2019). Bien que les dynamiques entre feux et organismes fassent l'objet de nombreuses études à travers le monde, celles-ci restent propres à chaque biome et il n'en demeure pas moins une faible compréhension globale des nombreux phénomènes coévolutifs (Pausas et Bond, 2019) et rétroactifs (The Future of Fire Consortium, 2020). Par ailleurs, l'absence quasiment totale d'étude du sujet dans la région du sahel comprenant pourtant les formations végétales inflammables parmi les plus vastes du monde (Bond et Keeley, 2005) pose question sur les enjeux sociétaux du feu et nous pousse à nous inspirer d'autres biomes similaires dans le monde ainsi que des témoignages de terrain. Une meilleure compréhension de phénomènes induits par le feu est essentielle, compte tenu de l'intensification globale du phénomène prédite pour le futur (Aghakouchak et al., 2020), mais qui reste à confirmer pour la région étudiée (Ch.6).

2.4.3.3. Causes observées dans la RFOROA

Dans la RFOROA, le feu est considéré comme un enjeu majeur du territoire. Son allumage est strictement réglementé par la loi nationale N°14/PR/2008 (République du Tchad, 2008). Les causes principalement recensées par l'équipe de suivi écologique sont, d'une part, l'échauffement des moteurs à essence enflammant aussitôt le foin amassé sous les véhicules de fraudeurs⁴ traversant la réserve, et d'autre part, la propagation d'étincelles de fourneaux de cuisson des nomades. Par conséquent, la fréquentation des steppes de la réserve par les éleveurs et trafiquants ainsi que l'utilisation accrue de véhicules à moteurs constituent un risque évident d'allumage de feux de brousse (Annexe 1). Les feux d'origine naturelle (foudre) sont exceptionnels (Schmitz, 1996) et il n'a

⁴ Les pistes de contrebandiers utilisées au sein de la RFOROA sont bien connues de l'équipe de suivi écologique du Projet Oryx et la DCFAP (Direction de la Conservation de la Faune et des Aires Protégées). Toutes traversent la réserve dans la direction N-S (vers Abéché) et N-SO vers Ati (Brito et al., 2018; Abeye, Comm. Pers., 2020), faisant tourner le commerce illégal entre la Lybie et le Cameroun (Abeye, Comm. Pers., 2020).

été recensé qu'un seul cas depuis quatre ans. La présence de rites traditionnels utilisant les flammes n'a jamais été évoquée jusqu'à ce jour au sein de la réserve et la préparation des terres de culture à partir de brûlis semble parfaitement contrôlée (MEP-Tchad, 2012; Dethier et Abeye, Comm. Pers., 2020).

2.4.3.4. Régimes de feux

Dans cette étude, le terme « régime de feu » est défini comme suit :

Paramètre dont la gamme de valeurs permet de caractériser la diversité du phénomène de feu selon le lieu touché (ex : étendue, structure de propagation horizontale ou verticale, substrat), le moment d'occurrence (ex : fréquence, temps de retour, saisonnalité) ou la nature intrinsèque du feu (ex : intensité, sévérité, mode de combustion). Les régimes de feux dépendent de conditions d'apparition variées et impactent le milieu de façon tout aussi variée (Krebs et al., 2010 ; The Future of Fire Consortium, 2020).

Ainsi, le feu au travers de ses régimes façonne le paysage et y dessine des taches (=patches) (He et al., 2019), formant au fil des occurrences une mosaïque à l'échelle locale comme régionale. Cette mosaïque de régimes de feux varie au cours du temps et subsiste jusqu'à la reconstitution de l'écosystème originel ou jusqu'à l'événement de feu suivant et de ses régimes propres (He et al., 2019).

Les régimes de feux ayant pu être observés dans le cadre de ce travail sont de trois ordres : la fréquence, le retour et la saisonnalité.

a) Fréquence

La fréquence du feu en un lieu donné est ici définie comme la proportion entre le nombre d'événements de feux en ce lieu et le nombre d'années considéré. Elle est exprimée en nombre décimal compris entre 0 et 1 dans la région étudiée.

La fréquence des incendies est directement liée à la production de combustible végétal nécessaire à l'allumage et à la propagation et cette fréquence augmente, elle aussi, monotonement le long du gradient croissant des précipitations moyennes annuelles (Boudet, 1974 ; Oosterheld et al., 1999; Garba et al., 2012; Pasturel et al., 2016). En effet, bien que les conditions climatiques de la saison des incendies (saison sèche) soient généralement favorables à la combustion, la faible charge de combustible ou sa discontinuité conditionne la propagation et la fréquence des incendies. (The Future of Fire Consortium, 2020). On considère les feux comme « fréquents » et de « grande extension » lorsque les précipitations de la saison active ont été abondantes et que la biomasse herbacée produite dépasse 1 t/ha de matière sèche (Boudet, 1974). Outre le gradient de précipitations et les autres paramètres développés précédemment, la fréquence des événements de feu dépend également de la répartition des zones agricoles plus à risque de l'étendue des brûlis qui s'y pratiquent (Garba et al., 2012), des formations dominées par les plantes en C4 plus inflammables, du taux de décomposition de la litière, mais aussi de l'appétence du pâturage qui attire le bétail prélevant la biomasse du potentiel combustible (Oosterheld et al., 1999; Bond et Keeley, 2005; Pasturel et al., 2016). Des études précédentes ont permis d'identifier une forte augmentation des feux actifs détectés entre 2001 et 2005 dans la région du Sahel, suivie les cinq années suivantes par une légère diminution (Garba et al., 2012). De plus, d'après Barbosa et al. (1999), la grande majorité des territoires propices au feu dans cette région ne brûle qu'une ou deux fois en huit ans.

b) Retour

Le retour du feu en un lieu donné est ici défini comme le nombre d'années écoulées depuis le dernier événement de feu en ce lieu. Le caractère variable dans le temps et dans l'espace de ces retours de feu crée une mosaïque d'âge de feu dans le paysage, à l'instar de l'âge de la végétation qui s'y développe (Whelan, 2009).

Le retour de feu dépend des mêmes paramètres que le régime de fréquences.

c) Saisonnalité

Compte tenu de la répartition de la saison des feux au cours de l'année, une « année de feu » est comprise dans cette étude entre les mois d'août et de juillet, à cheval donc sur deux années civiles.

Par conséquent, la saisonnalité du feu en un lieu donné est ici définie comme le numéro du mois d'une « année de feu », le mois d'août étant le premier mois et le mois de juillet, le douzième. Elle implique donc un caractère précoce des feux au cours des premiers mois et à l'inverse un caractère tardif des feux des derniers mois.

Les feux précoces, par définition, se déroulent tôt dans la saison sèche (Buciniet Lambin, 2002) et ont tendance à brûler moins complètement la végétation (Laris, 2005) laissant des fragments de brûlures en mosaïques dans le paysage. En plus d'avoir un impact écologique très différent, et selon certains, moins nocifs (Garba et al., 2012), il a été démontré que les feux précoces fragmentent le couvert végétal et réduisent la superficie de feux tardifs de la même saison (Buciniet Lambin, 2002; Laris, 2005). Ceci se confirme en région sahélienne, où la végétation n'est pas prête à se régénérer rapidement après un feu précoce car l'humidité du sol est faible (Buciniet Lambin, 2002; Abeye, Comm. Pers., 2020). Dans les écosystèmes de steppe subdésertique, la saisonnalité est donc en relation étroite avec la quantité de combustible disponible, mais aussi de ce fait, avec des régimes d'intensité (température de combustion) et de gravité (destruction du milieu) qui n'ont pu être mesurés dans cette étude (Schmitz, 1996; Laris et al., 2017; Moustakas et al., 2020). Les feux tardifs seraient donc plus intenses et destructifs que les feux précoces (Bucini et Lambin, 2002; Laris, 2005). Les plantes pérennes par exemple, perdant de leur humidité au cours de la saison sèche, sont souvent mises à feu plus tard dans la saison (Laris et al., 2017).

On constate une variation saisonnière bien marquée dans l'occurrence des feux des zones pastorales du Sahel. Un pic est en effet observé pour les mois d'octobre et novembre (Garba et al., 2012). L'occurrence de la foudre et la sécheresse de la litière dépendent également directement de la saison (He et al., 2019). Dans cette région comme dans d'autres où la ressource en combustible est maigre, une production de biomasse accrue, liée à la saison des pluies ou à des précipitations supérieures à la moyenne, rendent les régime de feux bien plus imprévisibles que dans d'autres biomes (He et al., 2019).

2.4.3.5. Conséquences

Tandis que certains écosystèmes du monde sont extrêmement intolérants au feu et dans un idéal doivent être protégés contre les incendies (Pereira et al., 2020), d'autres écosystèmes y sont tolérants, dits « propices au feu ». Ces derniers sont dominés par des espèces dont la persistance et la reproduction dépendent du passage du feu (Leach et Givnish, 1996; Pereira et al., 2020). D'autres encore sont « dominés par des espèces qui tolèrent le brûlage mais qui n'ont pas de dépendance directe au feu » (Pereira et al., 2020). Les écosystèmes ne brûlant que rarement ou jamais et de façon moins intense, excepté suite à des feux d'origine anthropique, contiennent des espèces fortuitement tolérantes au brûlage ou extrêmement intolérantes» (Pereira et al., 2020). Les steppes subdésertiques de la RFOROA en sont un exemple et leur « tolérance au feu » à travers les réponses de l'écosystème,

à petite et grande échelle, fait donc l'objet de plus amples détails dans les domaines écologiques, pédologiques et atmosphériques.

a) Réponses écologiques

Les conséquences directes du feu sur la biologie locale semblent évidentes : destruction du couvert végétal et de l'habitat de la micro- et macrofaune, brûlures et mortalité de la faune sauvage, brûlure des graines des plantes annuelles et du tronc des ligneux (Schmitz, 1996; Gu, 2010 ; Garba et al., 2012). Les conséquences indirectes sur l'écosystème, observables longtemps après l'événement de feu sont moins évidentes et méritent d'être étudiées. En effet, la diversité des régimes de feux favorise un large éventail de réactions adaptatives des populations végétales (He et al., 2019).

- ***Biomasse***

Dans les biomes arides à semi-arides, les variations d'abondance de la végétation ne sont dictées par les régimes de feu que dans un second temps, les précipitations ayant une influence majoritaire et plus généralisée (Higgins et al., 2000). Cependant, des tendances sont perceptibles.

Tout d'abord, l'intensité et la brièveté du feu semblent influencer de façon déterminante la production de biomasse (Schmitz, 1996; Higgins 2000). Ces deux facteurs sont plutôt restreints au vu de la quantité de combustible disponible dans les steppes subdésertiques. Par conséquent, « la chaleur dégagée influence peu le sol à faible profondeur, de même que le cambium dissimulé derrière l'épaisse écorce des essences pyrophiles et les ébauches foliaires et florales protégées par les écailles des bourgeons. Il en va de même pour les bourgeons de remplacement enfouis profondément dans les souches cespiteuses de certaines graminées » (Schmitz, 1996) et permettant de ce fait la reprise végétative. Simpson et al. (2019) quant à eux ont montré une divergence dans la production de biomasse des plantes herbacées brûlées annuellement et non-brûlées. En effet, les premières ont produit une plus grande part de biomasse racinaire par rapport aux secondes, ce qui leur permet probablement un stock d'énergie plus important leur permettant « d'initier et de soutenir une repousse précoce ».

Par ailleurs, le passage du feu détruit la litière protégeant le sol du soleil et des intempéries (Schmitz, 1996). Cependant l'apport fertilisant de la litière ou du charbon résiduel du passage du feu est différent. En effet, la combustion, proportionnellement à son intensité, entraîne des pertes d'éléments organiques par volatilisation (Basu, 2013). Le sol est donc privé d'éléments présents habituellement dans la litière fertilisante. Après la combustion complète, une partie du carbone, dit carbone fixé et les cendres constituent les résidus solides inorganiques restant à la surface. Ces cendres constituent un apport de minéraux fertilisant, étant principalement composées de Si, Al, Fe, Ca, mais dont la durabilité est compromise par le facteur érosif et l'épuisement rapide du sol (Basu, 2013). La repousse de la flore s'appauvrit en quantité et en qualité, compromettant la régénération du pâturage. De plus, la repousse des chaumes des annuelles durcit et devient moins favorable à la décomposition, pouvant même être considérée comme facteur stérilisant (Gillet, 1960b).

De nombreuses études ont montré que la productivité des milieux arides est plutôt défavorisée par les feux, au contraire des sites humides (Oosterheld et al., 1999), notamment par la destruction de la litière (Schmitz, 1996). Il semblerait pourtant que l'effet du pâturage soit –dans une moindre mesure– contraire à cette théorie, promouvant d'avantage la fertilité des zones arides. Ceci suspend des questions intéressantes quant à l'interaction entre ces deux agents perturbateurs principaux (Oosterheld et al., 1999).

- ***Diversité spécifique***

Selon l'écosystème considéré, le feu affecte la diversité des espèces végétales de façon différente. Certains endroits voient leur diversité spécifique diminuer avec l'augmentation du temps de retour de feu, tandis que d'autres semblent dépendants d'un régime de feu optimal, auquel l'« hypothèse de perturbation intermédiaire » fait référence (Connell, 1978; He et al., 2019), soutenant un niveau exceptionnellement élevé de richesse et d'endémisme des espèces. Ces dernières se sont adaptées au cours du temps « par des modifications de leurs caractéristiques fonctionnelles » (Simpson et al., 2019). La réaction des espèces végétales par rapport à ce facteur de perturbation « dépend de leur sensibilité propre mais aussi de l'intensité du feu » (Schmitz, 1996). D'autres études révèlent une grande perte de diversité spécifique là où il n'y a pas eu de feu et dans les parcelles tardivement brûlées, au contraire des lieux précocement brûlés où les pertes de biodiversité sont plus faibles (Le Floch et al., 1999). La prudence s'impose donc lors de l'étude des caractères végétaux liés au feu à large échelle car ces dynamiques dépendent fortement de l'histoire biogéographique propre à chaque écosystème (The Future of Fire Consortium, 2020).

L'une des premières conséquences est que le feu, ayant diminué le nombre d'individus d'une communauté après son passage, accroît la probabilité d'« extinctions locales en raison de la stochasticité démographique » et augmente dans un même temps, la variabilité de la composition en espèce d'un site à l'autre (The Future of Fire Consortium, 2020). Cette sélection des espèces vestiges du passage du feu, restreint la production parfois très loin de la biomasse maximale prédite par le climat régional seul (Bond et Keeley, 2005).

Ensuite, dans les régimes de feux de surfaces, comme observés dans la RFOROA, la végétation est consommée de manière sélective, la strate herbacée surtout, délaissant les arbres de plus de 2 à 4 mètres grâce à une écorce épaisse et une architecture particulière (Bond et Keeley, 2005 ; Archibald et al., 2019). La raison principale de la coexistence de ces deux strates est la fréquence élevée des feux, réduisant l'établissement des semis et empêchant les jeunes arbres de sortir de la strate des graminées inflammables (Bond et Keeley, 2005). Ce recrutement sélectif permet une mortalité faible des arbres adultes (Higgins et al., 2000). Cependant, le facteur supplémentaire de l'abroustissement détient un rôle majeur dans ce cadre. En effet, les feux ayant détruits les branches mortes épineuses au pied des troncs, rendent accessible au bétail le seed-shadow de l'arbre convoité pour son ombre et ses fruits, et ainsi soumis à l'abroustissement des nouvelles plantules et au piétinement intense (Newby, Comm. Pers., 2020). L'interaction des deux facteurs feux-herbivores pourrait constituer un enjeu majeur dans la régénération de la strate arborée de la réserve (Bond et Keeley, 2005). Les prairies dépourvues d'arbres sont considérées comme méta-stables car le feu y est suffisamment fréquent et intense pour empêcher la repousse des arbres (Scholes et Archer, 1997). Cet état est tout de même rare dans les environnements semi-arides sur des sols sableux peu fertiles (Scholes et Archer, 1997).

Suite à un événement de feu, les traits spécifiques et autres caractéristiques sont favorisés selon les tendances présentées dans le tableau 4.

Tableau 4: Influence du passage du feu sur les traits spécifiques et autres caractéristiques des espèces dans les steppes sahéliennes subdésertiques. TM, Type morphologique ; TV, Type végétatif.

Trait ou caractéristique		Réponse	Référence
Famille	<i>Fabaceae</i>	Croissance encouragée car le feu ayant la propriété d'extraire les nutriments du sol et notamment de volatiliser l'azote, les espèces capables d'établir des symbioses fixatrices d'azote détiennent un net avantage dans les espaces appauvris.	(Leach et Givnish, 1996)

TM	Cespiteux	Tendance à la prédominance parmi les espèces de graminées dans les formations herbeuses.	(Descoings, 1975)
	Prostré	Forte affectation par le feu mais capacité de recolonisation efficace permettant la protection du sol.	(Descoings, 1975)
	Uniculmaire	Présence caractéristique sur sols pauvres.	(Descoings, 1975)
TV	Pérenne	Favorisation de ce type de graminée au détriment des annuelles et tolérance d'une plus grande variété de saison et de fréquence des incendies.	(Uys et al., 2004 ; Pasturel et al., 2016)
	Annuelle	Meilleure aptitude à la reprise, mais abondance inférieure sur sol incendié qu'ailleurs. Forte influence de la variabilité des régimes de feu.	(Gillet, 1960b ; Uys et al., 2004)
Hauteur	Petite	Favorisation de ces espèces car la couverture végétale vivante et morte sur pied étant réduite, « les herbes dont les feuilles sont proches du sol gagnent un avantage [...] en allouant moins d'énergie aux tissus de soutien ».	(Leach et Givnish, 1996)
Recouvrement	Dense	Favorisation de ce type de couverture végétale	(Leach et Givnish, 1996)
Reproduction	Petite graines	Favorisation accrue par la dispersion et la fécondité en couvert végétal clairsemé.	(Leach et Givnish, 1996)

b) Réponse pédologique

Le feu altère de multiples propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol (The Future of Fire Consortium, 2020). Le premier aspect ayant été développé au point a) traitant de la biomasse, le tableau 5 explicite en particulier les deux derniers.

Tableau 5: Influence du passage du feu sur les caractéristiques pédologiques des steppes sahéliennes subdésertiques.

Caractéristique		Réponse	Référence
Biologie	Composition en espèce des macro- et micro-organismes	Modification croissante avec les perturbations engendrées par l'incendie en surface, et favorisation par certaines sp. (hétérotrophes et symbiotes) de la reprise des plantes et des processus écosystémiques.	(Dami et al., 2012; Aghakouchak et al., 2020; The Future of Fire Consortium, 2020)
	Interaction plante-fongique	Perturbation pouvant déclencher « des modifications du biome, détériorer la qualité de l'eau et provoquer des changements géomorphologiques par l'altération des roches »	(Aghakouchak et al., 2020)

Physique	Horizons	Perte « de l'horizon organique et du sol minéral sous-jacent par conductivité et chauffage par advection lors d'un incendie », la destruction de l'humus et des caractéristiques d'agrégation et texturales. Mais les cendres contribuent dans une certaine mesure à la formation des sols.	(Dami et al., 2012; Aghakouchak et al., 2020; The Future of Fire Consortium, 2020)
	Surface	Encroûtement et hydrofugation par l'insolation et l'impact des gouttes de pluie n'étant plus interceptées par le couvert végétal devenu absent ou clairsemé. Accroissement du ruissellement (et indirectement une moindre recharge des nappes) et, au même titre que le vent, augmentation du taux d'érosion, prélevant l'horizon supérieur du sol devenu plus volatile.	(Schmitz, 1996; Dami et al., 2012; Aghakouchak et al., 2020)

c) Réponse atmosphérique

Le phénomène de combustion rejette dans l'atmosphère une série de substances pouvant donner lieu à des relations rétroactives avec le milieu à petite comme à grande échelle spatio-temporelle. Celles-ci sont exprimées dans le tableau 6.

Tableau 6: Influence des réponses atmosphériques au passage du feu sur les écosystèmes des steppes sahéniennes subdésertiques et terrestres.

Réponse	Conséquences	Référence
Fumée	Rôles de transporteur (micro-organisme, condensation,...) ou de filtre de la lumière du soleil, ce dernier rôle pouvant avoir comme effet de promouvoir la germination et la croissance des plantes.	(Bell et al., 2013 ;The Future of Fire Consortium, 2020)
Gaz volatils et aérosols	En grande quantité, affectation de la santé humaine et grandes conséquences probables sur le climat régional et mondial. Leur quantité et leur nature dépendent des propriétés du feu et de celles des combustibles. Le phénomène de combustion de la biomasse serait l'une des principales sources de pollution de l'atmosphère terrestre.	(Andreae, 1993; Aghakouchak et al., 2020; The Future of Fire Consortium, 2020)
Obscurcissement du territoire	Affectation du climat global jusqu'à deux ans après un incendie en Afrique sub-saharienne et en particulier dans la région du Sahel où un assombrissement initial plus intense et plus durable est constaté. L'albédo diminuant dans ces milieux jusqu'à la moitié de sa valeur initiale, entraîne l'augmentation de l'évaporation et l'occurrence des précipitations et modifie à grande échelle la répartition de l'énergie de la surface terrestre	(Saha et al., 2019; The Future of Fire Consortium, 2020)
Refroidissement et assèchement	Affaiblissement de la mousson dès son apparition et diminution des précipitations étant la cause directe d'une détérioration de la végétation et d'une baisse évidente de la productivité primaire brute.	(De Sales et al., 2015)

Les cicatrices de brûlures ont donc le pouvoir de modifier le climat régional et donc potentiellement, les régimes de feu à venir. Par conséquent, il est important de considérer les modèles de feux de

brousse à la fois pour leurs effets immédiats mais aussi sur le long terme (Saha et al., 2019). Au cours des décennies prochaines, les changements climatiques vont probablement augmenter les risques de feux de brousse dans le monde (Parry et al., 2007) qui vont eux même accélérer le réchauffement climatique par les rétroactions du cycle du carbone (The Future of Fire Consortium, 2020). Ces changements vont ainsi modifier la structure et la composition de la végétation (Parry et al., 2007).

2.4.3.6. Gestion

Au sein de la RFOROA, la lutte contre les incendies se pratique d'une part, préventivement, à l'aide de pare-feux orientés perpendiculairement aux vents dominants et encerclant la Base scientifique. Des feux préventifs sont opérés dans ces pare-feux et sur les pistes connues des fraudeurs circulant dans la réserve. Ces opérations sont menées par une équipe de 6 à 10 personnes au début de la saison sèche, de septembre à novembre car durant les mois de janvier et février, les vents deviennent très puissants et engendreraient trop de risques de propagation accidentelle. D'autre part, la pratique du contre feu est utilisée lorsqu'aucun pare-feu n'est présent dans la direction d'avancée du feu et que celui-ci menace les pâturages à proximité de la Base. Une herse circule parallèlement au front d'avancée et à 800m environ de celui-ci. Le sol est ainsi mis à nu et la majorité du combustible est prélevée. Un râteau enflammé passe ensuite entre cette limite et le front, directement suivi par des branches épineuses et battes à feu permettant d'éteindre le nouveau foyer. Cette frontière déjà brûlée empêche l'avancée du front du feu de brousse, pour autant que le vent ne soit pas trop fort (Abeye, Comm. Pers., 2020). Ces fonctions sont actuellement à la charge de la DCFAP et bénéficient du soutien actif du Projet Oryx. De plus, la contribution des populations à la lutte contre les incendies est imposée par l'Article 59 de la loi nationale N°14/PR/2008 (République du Tchad, 2008).

Dans le cadre de cette lutte contre les feux de brousse, et pour une gestion optimale de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim, il convient de comprendre à la fois leur modalités, les phénomènes qui les génèrent ainsi que leur conséquences. C'est ce dernier aspect qui sera développé dans le cadre de l'étude de la composition des pâturages en fonction des régimes de feux.

2.5. Aperçu de télédétection en région sahélienne

2.5.1. Usage de la télédétection

La télédétection (TD) est un outil qui a connu ses premières applications civiles dans les années 80', faisant suite à l'apparition de l'imagerie non seulement aérienne mais aussi spatiale (Cannon et al., 1980; Karlson et Ostwald, 2015). Aujourd'hui, la TD constitue une discipline à part entière au service de nombreux domaines. La technologie d'observations satellitaires ne cesse de se développer et il existe désormais « une multitude de systèmes de TD opérationnels avec des spectres et des caractéristiques spatiales et temporelles différentes » (Karlson et Ostwald, 2015) constituant une source abondante d'informations. Beaucoup parmi celles-ci sont disponibles gratuitement, tandis que d'autres donnent accès à de très hautes résolutions spatiales et temporelles, ouvrant ainsi le champ des possibilités (Lopes et al., 2020).

« Les principaux avantages de la TD sont les suivants :

- i) la capacité d'observer des zones étendues et inaccessibles,
- ii) l'acquisition de données répétées et cohérentes,
- iii) la disponibilité des ensembles de données historiques,
- iv) les faibles coûts d'acquisition des données par rapport aux observations de terrain » (Karlson et Ostwald, 2015).

De plus, l'accessibilité aisée à des données de qualité ainsi que leur mise à jour continue devrait permettre un suivi plus rigoureux des environnements que par le passé, ceci étant néanmoins tributaire d'une expertise et d'un financement en conséquence (Karlson et Ostwald, 2015).

2.5.2. Télédétection de la végétation dans le Sahel

Venant en appui aux observations de terrain, la TD constitue une importante source d'informations alternatives pour le suivi et l'analyse de la végétation (Ustin et Gamon, 2010).

En zone sahélo-soudanienne, le nombre d'articles publiés sur le sujet a régulièrement progressé depuis 1975 et a crû fortement depuis 2007 (Karlson et Ostwald, 2015). En effet, bien que la grande majorité des études dans ce domaine ait été tournée vers les milieux forestiers, de nombreux efforts de recherches ont été dirigés vers des études concernant l'estimation de la biomasse, la productivité et l'analyse des formations végétales en zone semi-aride (Eisfelder et al., 2012; Karlson et Ostwald, 2015), ainsi que dans le cadre de la lutte contre la désertification dans le Sahel (Zhu et al., 2019). Les recherches sur la végétation utilisent de plus en plus l'imagerie satellitaire (Karlson et Ostwald, 2015). Néanmoins, la plupart des analyses par télédétection dans ce contexte a été basée « sur des images à basse et moyenne résolution et des relations empiriques appliquées entre les indices dérivés des données de télédétection et des mesures de terrain. » (Eisfelder et al., 2012).

De plus, dans les écosystèmes herbacés, les incertitudes sur l'estimation de la biomasse aérienne par télédétection sont élevées en raison des variations structurelles de la végétation, de l'hétérogénéité des paysages, de la saisonnalité et de la disponibilité disproportionnée des données, entre autres » (Kumar et al., 2017). La forte variabilité inter-saisonnière et interannuelle de la physiologie et de la physiologie végétale modifie les propriétés spectrales de la végétation. En effet, « la réflexion, l'absorption, la transmission des rayonnements électromagnétiques sont les principaux supports d'information en TD » (Karlson et al., 2015). Le transfert dans le temps (répétabilité) et dans l'espace (portabilité) de ces analyses semble par conséquent constituer le plus grand défi dans l'estimation de la biomasse à grandes échelles (Eisfelder et al., 2012). La cartographie de la strate ligneuse et de la composition floristique doit encore être améliorée autant pour la recherche que pour la gestion des ressources naturelles » (Karlson et al., 2015). De nombreux outils d'analyse ont été élaborés afin de suivre les tendances et changements à court et long terme de la végétation, le land cover et le land use, sur base de séries temporelles plus ou moins longues, allant de l'échelle de la saison de croissance à l'échelle interannuelle (Jamali et al., 2014). Au Sahel, des défis supplémentaires se présentent cependant. En effet, le paysage fragmenté, le couvert végétal ouvert et les conditions de sol variées (Kammerud, 1996; Leprieur et al., 2000) sont autant d'obstacles à surmonter lors du traitement d'images.

Le développement de méthodes précises et transférables dans ce domaine est donc un réel besoin (Eisfelder et al., 2012) compte tenu du rôle majeur que détient la végétation dans les processus environnementaux (Tucker et al., 1985; Eisfelder et al., 2012).

2.5.3. Télédétection du feu dans le Sahel

L'étude des feux a été considérablement favorisée par l'amélioration des produits dérivés des images satellitaires. Cette disponibilité des données permet d'identifier de mieux en mieux la variabilité spatiale et temporelle des feux, mais aussi d'augmenter la précision des données et d'améliorer la compréhension des incertitudes de détection, même dans les zones distantes et isolées comme les steppes subdésertiques sahéliennes (Lentile et al., 2006; Mouillot et al., 2014). L'usage de la télédétection dans ce domaine bénéficie aussi bien aux modélisateurs du climat mondial et de la végétation, ainsi qu'aux gestionnaires de territoires régionaux (Mouillot et al., 2014). Ces derniers

ont besoin de l'information en temps réel et de méthodes d'analyse opérationnelles (procédure normalisée) pouvant répondre à des questions pratiques précises (Lentile et al., 2006). Malgré les progrès considérables de ces dernières années, l'élaboration de procédures normalisées pour les gestionnaires reste un potentiel à développer. Pour toutes ces raisons, l'importance de ce type d'étude est donc d'ordre majeur (Lentile et al., 2006). Cependant, peu d'études de feux ont été réalisées dans l'Ouest du Sahel et à notre connaissance, aucune dans l'Est, notre zone d'étude.

2.5.4. Programmes utilisés

« L'utilisation de logiciels libres, en constante évolution depuis le milieu des années 2000, a touché toutes les disciplines de recherche », et tout particulièrement le domaine des systèmes d'information géographique (SIG) et de la télédétection. L'utilisation intensive de ces programmes en libre accès par les chercheurs a permis l'émergence de nouvelles fonctionnalités utilisables et modifiables par d'autres utilisateurs (Kaya et al., 2019).

Tout au long de ce travail, les logiciels Microsoft Excel, QGIS-3.10 et R-3.6.2 (accompagné de RStudio permettant l'utilisation du langage R) seront utilisés en alternance.

Chapitre 3 - Objectifs de l'étude

Compte tenu du contexte général de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé- Ouadi Achim et du besoin d'informations nécessaire à sa gestion et à la réintroduction de l'oryx algazelle, l'analyse de l'influence des régimes de feux sur la végétation de cette zone semble essentielle. Afin de répondre à cette demande générale, les objectifs de l'étude présentée ici ont été établis selon trois sections :

1. Cartographie de l'occupation du sol et comparaison d'images satellites.
2. Analyse de l'historique des feux de 2001 à 2019.
3. Analyse de la végétation dans les zones parcourues par l'oryx en lien avec l'historique des feux.

La suite de ce travail sera présentée selon cette structure.

Chapitre 4 - Matériel

4.1. Cartographie de l'occupation du sol

4.1.1. Images satellites

4.1.1.1. Sentinel-1

Sentinel-1 (S1) est une mission satellitaire de l'Agence Spatiale Européenne (ESA) produisant des images radar (Synthetic Aperture Radar (SAR)) en bande C ($f=5,4$ GHz ; $\lambda=5,6$ cm) à double polarisation : verticale (V) et horizontale (H). Le mode d'acquisition des données s'opère dans une géométrie de portée oblique et principalement dans les bandes d'amplitudes VH et VV, à résolution de 10 m. Sur la majorité du continent africain, une plateforme (Sentinel-1A) octroie des images avec un cycle de répétition de 12 jours (Torres et al., 2012; ESA, 2020a). Ces données radar sont produites en continu : par tous les temps, de jour comme de nuit, depuis 2016 (ESA, 2020b). Les systèmes SAR sont particulièrement utiles pour les estimations de biomasse (Kumar et al., 2017). En effet, ces images radar sont produites grâce au principe de rétrodiffusion (« backscatter ») de la surface du globe (Torres et al., 2012) et sont principalement sensibles à la teneur en eau et à la rugosité des surfaces (Bousbih et al., 2017; Steele-Dunne et al., 2017; Flores-Anderson et al., 2019). Le stress hydrique de la végétation est particulièrement bien détecté selon Steel-Dunne (Steele-Dunne et al., 2017) et le signal diffusé par le sol nu dépend de la constante diélectrique des premiers centimètres de sol, dépendant elle-même de la teneur en eau (Bousbih et al., 2017). Cependant, la sensibilité à l'humidité des données S1 décroît avec l'augmentation de la densité de végétation (Bousbih et al., 2017). Alors que la double-polarisation VV identifie la réflexion des surfaces rugueuses comme le sol nu et l'eau, VH permet d'identifier des volumes comme la végétation et des sols secs et poreux comme le sable. Au vu de ces propriétés, ces images sont souvent exploitées en empilement multi-bande (Flores-Anderson et al., 2019).

Pour ce travail, une image S1 de synthèse a été produite par agrégation de données d'une période allant du 1^{er} juin 2019 au 31 mai 2020 via la plateforme *Google Earth Engine (GEE)*.

4.1.1.2. Sentinel-2

« *Sentinel-2 (S2)* est une mission d'imagerie multispectrale à large fauchée et à haute résolution » (ESA, 2020c), « basée sur deux satellites identiques qui couvrent la surface terrestre, de façon systématique entre les latitudes de 56° Sud et 84° Nord. » (Dechoz et al., 2015). De cette façon, les mêmes conditions visuelles sont enregistrées tous les cinq jours (Dechoz et al., 2015) enregistrant des données correspondant à 13 bandes spectrales. Dans le cadre de ce travail, six bandes parmi celles-ci seront utilisées afin de prendre en compte une large gamme spectrale tout en facilitant la manipulation des images. Leur définition et leur résolution sont reprises dans le tableau 7.

Malgré les performances excellentes de ces images multispectrales, l'imagerie optique présente l'inconvénient d'être sensible à la présence de nuages ou à l'ombre de ceux-ci. Des outils sont proposés pour atténuer partiellement ce problème, le principe étant de parvenir à agréger des images de dates successives pour enlever les pixels « ennuagés ».

Les images Sentinel-2 ont été obtenues via la plateforme GEE, par superposition d'images collectées entre le 20 et le 26 décembre 2019. Cette courte période considérée ne permet pas de traitement des images pour masquer l'éventuelle couverture nuageuse (au contraire des algorithmes multitudes de la plateforme *Mosaic Hub*), elle a donc été choisie avec attention. Six tuiles ont été produites afin de

couvrir l'emprise totale de la RFOROA (83.030 km²). Une transformation de ces fichiers (.tif) en raster virtuels (.vrt) permet une manipulation plus aisée de ceux-ci.

Tableau 7: Description des images Sentinel-2. Adapté de Sibanda et al. (2015) et ESA (2020).

Bande spectrale	Domaine	Longueur d'onde centrale de la bande (nm)	Largeur de la bande (nm)	Résolution spatiale (m)
B2	B : Visible (bleu)	490	65	10
B3	G : Visible (vert)	560	35	10
B4	R : Visible (rouge)	665	30	10
B8	NIR : Proche infrarouge	842	115	10
B11	SWIR : Infrarouge ondes courtes	1375	30	20
B12	SWIR : Infrarouge ondes courtes	2190	180	20

L'utilisation conjointe des données optiques et SAR (soit S2 et S1 respectivement) est une proposition d'approche facile et flexible qui s'est avérée apporter une amélioration significative dans plusieurs études, les deux sources apportant chacune leurs avantages, et notamment dans la classification du land-cover (Eisfelder et al., 2012; Bousbih et al., 2017; Imperatore et al., 2017; Meneghini, 2019; Bartsch et al., 2020). La classification sera abordée au paragraphe x.

4.1.1.3. Planet

Les images *Planet*, également très récentes, sont issues d'une constellation de plus de 200 nanosatellites. Ces images multispectrales sont composées des bandes de fréquences R, G, B, NIR et ont une résolution de 3 m, soit beaucoup plus fine que les images S2. De plus, avec un temps de revisite de 1 jour, les chances d'obtenir des images sans nuages sont maximisées et des études à plus court terme sont possibles (Mudereri et al., 2019; Planet Labs Inc., 2020). Les images Planet sont cependant issues de satellites commerciaux et sont donc payantes. Elles ont été obtenues par *GEE* également et une emprise réduite d'environ 2100 km² a été sélectionnée autour de la Base Oryx, à la date du 26 mars 2020. Malgré leur très haute résolution, et donc leur poids considérable, ces données peuvent être manipulées sous forme de rasters virtuels (.vrt).

4.1.2. Données de référence pour l'occupation du sol

Au cours du travail de terrain il a été constaté, qu'à l'échelle du paysage, une faible diversité de classes d'occupation du sol était présente dans l'aire d'étude. La résolution satellitaire ne permettant pas dans ce contexte d'identifier des formations végétales d'un point de vue botanique, il a été décidé de répartir l'occupation du sol de la RFOROA dans un premier temps en 4 classes différenciables par des caractéristiques auxquelles les récepteurs satellitaires pourraient être sensibles :

- 1) Le sol nu (sable, terre, rocher) : « *Sol nu* »
- 2) Les surfaces d'herbacées : « *Herbacée* »
- 3) Les surfaces d'arbrisseaux et hautes *Poaceae* toujours verts : « *Buisson* »
- 4) Les arbres et arbustes dont le diamètre de couronne est supérieur à 2m : « *Arbre* »

La présence de classes intermédiaires est admise mais non-prise en compte dans ce modèle. La valeur du pixel est attribuée à la classe d'occupation majoritaire.

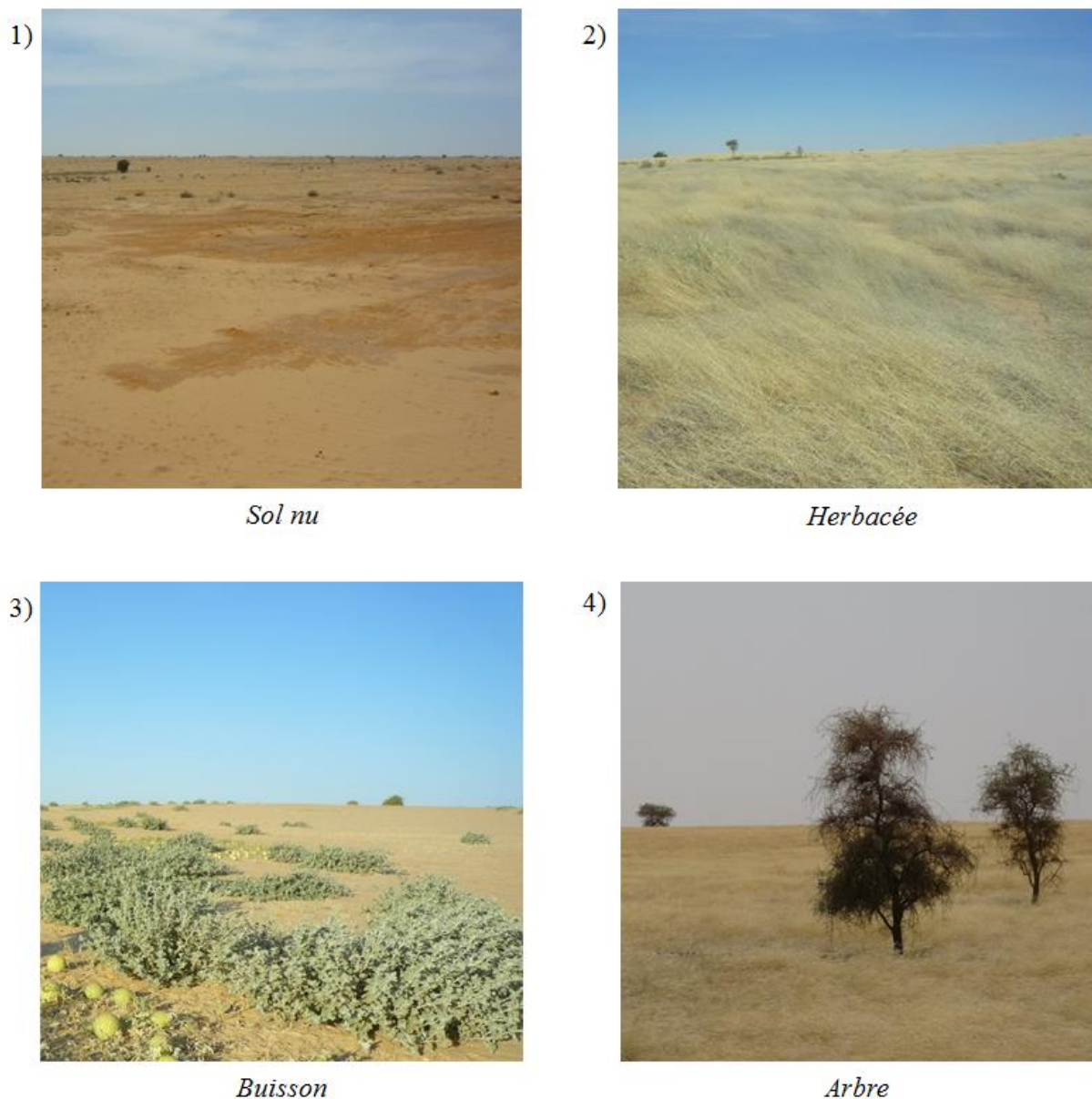


Figure 8 - Illustration exemplative des classes d'occupation du sol sélectionnées dans le but d'effectuer une classification du territoire de la RFOROA. 1) Sol nu ; 2) Surfaces herbacées ; 3) Surfaces d'arbrisseaux et hautes Poaceae toujours verts; 4) Arbres et arbustes dont le diamètre de couronne est supérieur à 2m.

4.2. Analyse de l'historique des feux

4.2.1. Images satellites

Dans le but d'insérer les régimes de feux à notre étude, des données disponibles depuis plusieurs années sont requises. A ce jour, le programme parcourant la plus longue série temporelle en matière de feux est dérivé des capteurs MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) : TERRA et AQUA. En effet, ceux-ci sont opérationnels depuis 2000 et ont donné lieu à la création de nombreux produits liés à l'observation de la terre et des océans, disponibles gratuitement. Ils se basent sur 36 bandes spectrales de longueurs d'onde comprises entre 0,405 et 14,385 μm et de résolutions égales à 250m, 500m ou 1000m, à raison d'un passage tous les un ou deux jours à tout endroit de la Terre (MODIS, 2020). Parmi ces produits, deux types de données élaborées spécifiquement pour la

détection des feux existent : celles signalant les feux actifs (Active Fire) et celles reconnaissant les surfaces brûlées (Burned Area) (FIRMS, 2020).

4.2.1.1. Feux actifs

D'une part, les feux actifs sont détectés par combinaison d'imagerie optique et thermique afin d'estimer l'énergie rayonnante provenant d'un incendie, différente de l'environnement (FIRMS, 2020). Ils peuvent être détectés même lorsque le feu couvre une très petite surface, soit une petite fraction de pixel (Lentile et al., 2006). Ainsi, dans un pixel de 1x1 km pour MODIS (MCD14DL), un seul signal est déclaré même si plusieurs feux ponctuels sont détectés simultanément au sein de ce pixel. Le centroïde de ce pixel est alors représenté par une localisation ponctuelle disponible via le site FIRMS sous forme de fichier (shapefile) de points et indiquant le niveau de confiance de la détection (Earth Engine, 2020a). Ces données sont qualifiées de NRT (Near Real-Time) pour leur disponibilité dans les 3 heures après leur acquisition (FIRMS, 2020) et sont très utilisées par l'équipe de surveillance des feux (DCFAP et Projet Oryx) dans la RFOROA qui reçoit une alerte en cas de détection.

Les données de feux actifs ont été fournies sous forme de fichier shapefile (.shp) par la plateforme GEE. Le niveau de confiance de chaque détection de feu actif est présent dans la table d'attribut et par souci de précision, les valeurs inférieures à 50% sont supprimées. Chaque point de détection a ensuite été converti en une surface de 1x1 km², constituant des surfaces comparables à des pixels.

4.2.1.2. Surfaces brûlées

D'autre part, les surfaces brûlées sont détectées par ces mêmes capteurs qui déterminent le changement de réflectance du sol entre la zone brûlée et son environnement, ou entre avant et après le passage du feu (Lentile et al., 2006). Les images MCD64A1.006 (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) couplent de plus ces données avec des observations de feux actifs (USGS, 2020). Une évaluation de l'aire et du périmètre de contraste est alors effectuée (Lentile et al., 2006) selon une résolution de 500m. De plus, le jour de l'année (de 0 à 366) de la détection de la zone brûlée est assigné à chaque pixel concerné (Earth Engine, 2020b). La cartographie des zones brûlées est considérée comme la méthode la plus simple et la plus courante pour mesurer les effets du feu (Lentile et al., 2006). Ces données sont rendues disponibles chaque mois et peuvent être chargées via la plateforme Google Earth Engine.

Pour cette étude, des images de surfaces brûlées sont obtenues pour chaque « année de feu » de 2001-2002 à 2019-2020, soit une période de 19 ans via la plateforme GEE.

4.2.1.3. Précipitations

Par ailleurs des données de précipitations mensuelles de la NASA (TRMM 3B43) sont également utilisées dans le cadre d'une vérification de l'hypothèse de dépendance des feux aux précipitations (§ 2.4.2.3).

4.3. Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux.

4.3.1. Localisation des oryx

Afin de focaliser ce troisième objectif sur l'oryx algazelle, le domaine vital des individus réintroduits a été estimé. Les positions GPS d'un échantillon comportant 25 individus ont été enregistrées du 1^{er} janvier au 31 décembre 2019. Le ratio mâle-femelle de la population étant inégal, il a été choisi de maintenir ce panel aléatoire et diversifié d'âges, de sexes et de dates de réintroduction (Annexe 2). La fréquence de relevé des positions par les colliers émetteurs des oryx est d'un point toutes les une ou deux heures. La distribution d'utilisation du territoire par les 25 oryx sélectionnés est calculée par la méthode de Kernel pour chacun des individus, par la fonction KernelUD {adehabitatHR} de R. Les zones noyaux des 25 domaines vitaux (50%) sont générées et unies en une surface unique (Fig.9).

Le domaine vital identifié est situé au sud-est de la réserve, soit en périphérie du lieu de relâché (Base Oryx) dans la zone sahélienne. Le domaine vital (95%) couvre approximativement 9987 km² tandis que la zone noyaux s'étend quant à elle sur 1710 km². Cette dernière est entièrement comprise dans la partie sahélienne de la réserve et la Base Oryx constitue une localisation centrale. C'est sur cette zone noyau que la suite de cette étude va se concentrer, notamment pour y analyser les régimes de feux et la flore qu'on y trouve.

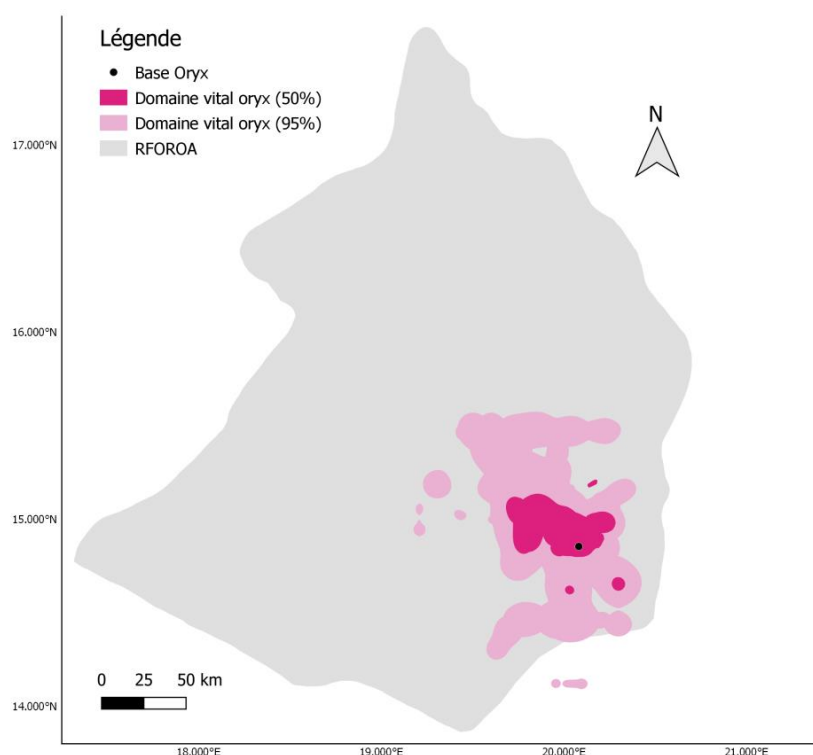


Figure 9 - Domaine vital 2019 de 25 oryx réintroduits dans la RFOROA. Les pourcentages indiqués représentent respectivement 95% et 50% (=zone noyau) du volume de l'estimation du domaine vital par la méthode de Kernel.

4.3.2. Caractérisation de la végétation

Afin de canaliser le troisième objectif de cette étude, deux formations végétales présentes dans la RFOROA ont été sélectionnées. Celles-ci ont la propriété d'être fortement appréciées par l'oryx algazelle (Abeye, Comm. Pers., 2020) ainsi que d'être aisément différenciables, tout en restant comparables par la présence d'une unique strate herbacée.

La formation « ARI » est une formation herbeuse au couvert quasi-continu. Elle semble, de loin, être la plus étendue dans la région sahélienne de la RFOROA. Présente autant dans les grandes plaines que sur les dunes, elle est constituée en grande majorité d'herbacées annuelles rendant les grandes étendues du paysage dorées déjà tôt dans la saison sèche (Fig.10a).

La formation « CIT », au contraire, possède un couvert totalement discontinu. Le sol nu est majoritaire et la présence de végétation pérenne éparse et du *Citrullus colocynthis* la caractérise (Fig.10b).

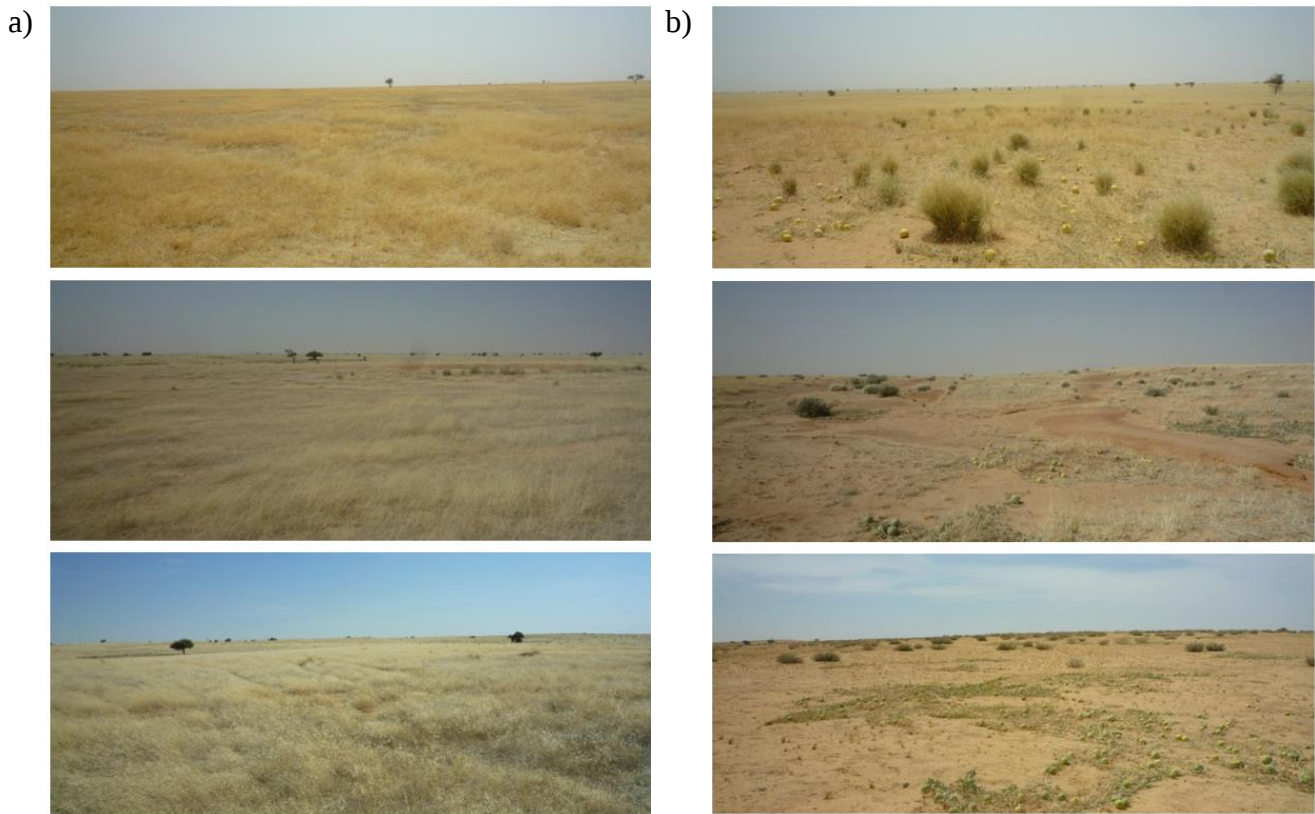


Figure 10 - Formations identifiées dans les pâturages de l'oryx algazelle de la RFOROA. Environs du lieu des quadrats d'inventaire botanique a) Formation « ARI », quadrats n° 100, 94, 32 ; b) Formation « CIT », quadrats n° 103, 53, 22.

Chapitre 5 - Méthodes

5.1. Cartographie de l'occupation du sol

5.1.1. Préparation des images

La collecte de points d'entraînement constitue une étape essentielle de la classification d'images. Une première phase de collecte a été réalisée de manière opportuniste sur le terrain à l'aide d'un appareil GNSS Garmin GPSMAP® 62stc entre le 9 février et le 20 mars 2020. Chaque point marqué est accompagné d'une abréviation de la formation végétale présente à cet endroit, indiquant par la même l'occupation du sol.

La deuxième phase d'entraînement a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS, par observation des images Google Satellite Hybrid (GSH), fournies par le QuickMapService de QGIS (NextGIS, 2020) ainsi qu'une image Planet du 26 mars 2020, en fausse couleur (NIR, R, G) et de résolution 3m du 26 mars 2020. L'observation de ces 2 images par intermittence est nécessaire car GSH possède un léger biais (de 3 à 10m au S-E) lorsqu'il est projeté en WGS84-34N. Il apporte néanmoins une résolution souvent

supérieure aux images Planet, qui sont quant à elles notre référence de localisation. Au total, 1026 points (50% calibration et 50% validation) pour chacune des classes ont été positionnés et l'aire d'entraînement s'étend sur toute la tuile d'une superficie d'environ 2200 km². La première phase d'entraînement ayant été réalisée à l'aide d'un GPS ne permettant qu'un positionnement d'une précision relative (inférieure à 10 m) (Garmin, 2011) et variable selon la force du signal et l'emplacement des satellites, un repositionnement plus précis en concordance avec les images Planet de certains points enregistrés s'est avéré nécessaire.

5.1.2. Classification par Random Forest

La classification par forêt aléatoire, ou Random Forest (RF), est une technique de classification supervisée très utilisée de nos jours pour la classification d'images (Tong et al., 2020). De manière générale, une classification consiste en l'utilisation d'une méthode statistique (modèle) servant à classer des objets (segments), en TD représentés par des pixels. Plus particulièrement, pour la classification supervisée, au contraire de la non-supervisée, les classes sont définies au préalable et décrites par des données de référence qui permettent de définir la signature spectrale de chaque classe.

Le principe du modèle de classification RF est de produire de multiples arbres de décision, dont le nombre est défini par l'utilisateur, en utilisant un sous-ensemble aléatoire d'échantillons d'entraînement sur les différentes bandes de l'image (Belgiu et al., 2016; Tong et al., 2020). Cet apprentissage automatique assigne ensuite un label de classe (signature spectrale) aux pixels d'entraînement basé sur le vote majoritaire parmi les arbres de classification (Tong et al., 2020). Le modèle une fois entraîné est appliqué à la zone considérée et produit une image dont les pixels appartiennent tous à l'une des classes déterminées.

Dans le domaine de la TD, la classification RF est devenue très populaire pour ses nombreux avantages (Belgiu et al., 2016). A la fois rapide et simple d'utilisation, elle est aussi moins sensible que d'autres classificateurs de type machine learning, à la qualité des échantillons d'entraînement et à l'abondance de données. Elle permet également l'utilisation simultanée de plusieurs bandes optiques, radar ou d'indices simultanément (Belgiu et al., 2016). L'empilement d'images permet d'améliorer d'autant plus la classification (Moody et al., 2016). La robustesse du modèle est due au grand nombre d'arbres de décision produits par la sélection aléatoire d'un sous-ensemble d'échantillons de formation et de variables à diviser à chaque embranchement de l'arbre (Belgiu et al., 2016). Malgré cette robustesse, il est recommandé de procéder à l'élimination itérative des objets mal classés jusqu'à ce que la variabilité interne d'une classe soit nulle (Belgiu et al., 2016). Cette approche augmente considérablement la précision de la classification (Belgiu et al., 2016).

Dans le cadre de la classification de l'occupation du sol de la RFOROA, les étapes effectuées à l'aide du logiciel R et de l'extension OTB sont représentées à la figure 11. La « forêt aléatoire » est ici constituée de 100 arbres étant destinés à être moyennés pour réaliser la prédiction du modèle. Ce nombre semble être un bon compromis entre qualité du résultat et temps de calcul (Pal, 2005). Chaque arbre a une profondeur, c'est-à-dire un nombre d' « étages de divisions », de 20 maximum.

La disponibilité d'images S2 et Planet pour la zone d'intérêt, permet de comparer plusieurs combinaisons d'images. Le schéma décrit ci-dessous est ainsi répété autant de fois que d'images (ou de combinaisons d'images) analysées (Fig.11).

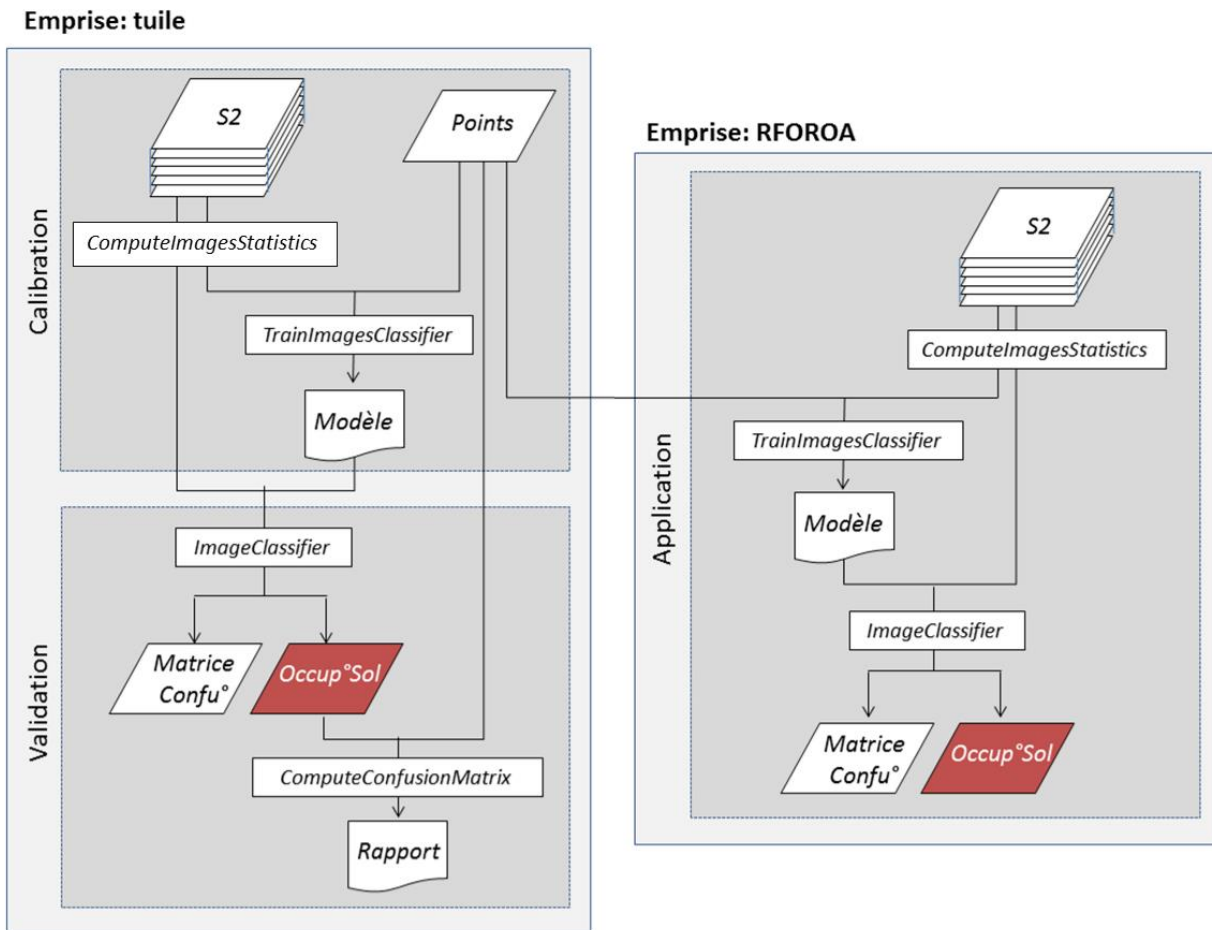


Figure 11 - Workflow de la classification d'image par la méthode « Random Forest » appliquée à l'occupation du sol de la RFOROA. Rectangle : Fonction OTB ; Parallélogramme: fichier shapefile (.shp), raster virtuel (.vrt) ou raster (.tif) mono- ou multibande ; Rectangle ondulé : autres fichiers (.xml ou .txt).

5.1.3. Comparaison des résultats

Les résultats sont comparés sur base des cartographies, des matrices de confusion et des indices de précision obtenus ainsi que des graphiques produits.

5.2. Analyse de l'historique des feux

5.2.1. Préparation des images

Chacune des 19 années étudiées est dédoublée en deux images indiquant d'une part le jour julien minimum de détection de zone brûlée et d'autre part le jour julien maximum. Ceci est nécessaire au vu de la répartition de la saison sèche par rapport à l'année civile. En effet, au vu des descriptions du paragraphe 2.2.2., l'occurrence multiple de feux à un même endroit est probable avant et après la saison de pluie au sein d'une même année civile. Ceci reste tout de même occasionnel, la plupart des valeurs minimums de pixels sont égales aux valeurs maximums.

5.2.2. Régimes de feux

Comme décrits au paragraphe 2.4.3.4., trois régimes de feux ont été sélectionnés dans cette étude sur base des données disponibles et des observations de la littérature. Ils sont traités séparément à l'aide du programme R (Fig.12).

- 1) **Fréquence** : rapport entre le nombre de feux à un endroit donné et le nombre d'années écoulées.
Les pixels dont la valeur varie entre l'image de dates minimales et l'image de dates maximales correspondante sont découpés hors de cette dernière. Le résultat et les images de dates minimales correspondantes sont empilées pour les 19 années. Les valeurs des bandes rasters sont transformées en données binaires selon la présence/absence de feu. Ces valeurs sont sommées sur toutes les bandes empilées et le résultat obtenu est une image monobande. Les nombre de feux pour 19 ans sont ensuite convertis en pourcentages exprimés en nombre décimaux.
- 2) **Retour** : nombre d'années écoulées depuis le dernier feu à un endroit donné.
Les valeurs des images de dates minimales sont transformées en année de l'occurrence du feu. Là où aucune zone brûlée n'a jamais été détectée, une valeur NA est indiquée. Un algorithme est établi afin de produire un nouveau raster attribuant la valeur 2019 à toutes les surfaces ayant brûlé durant la saison sèche 2019-2020. Parmi les pixels restants de valeur NA, les surfaces ayant brûlé l'année précédente sont recherchées et se voient attribuer la classe 2018 et ainsi de suite jusqu'à l'année 2001. Ces années sont ensuite soustraites à l'année de l'étude (2020), convertissant ainsi les dates en nombre d'années de retour.
- 3) **Saisonnalité** : mois auquel le dernier feu s'est produit à un endroit donné.
Les images Burned Area de valeurs minimales de jours juliens (1-366) sont classées selon leur mois de 1 à 12 (de janvier à décembre). Les 19 couches sont empilées dans une image multibande. Un algorithme similaire à celui du point 2) est établi et le mois du dernier feu est enregistré pour chaque pixel dans une image monobande. Une conversion des numéros de mois de 1 (août) à 12 (juillet de l'année civile suivante) est effectuée.

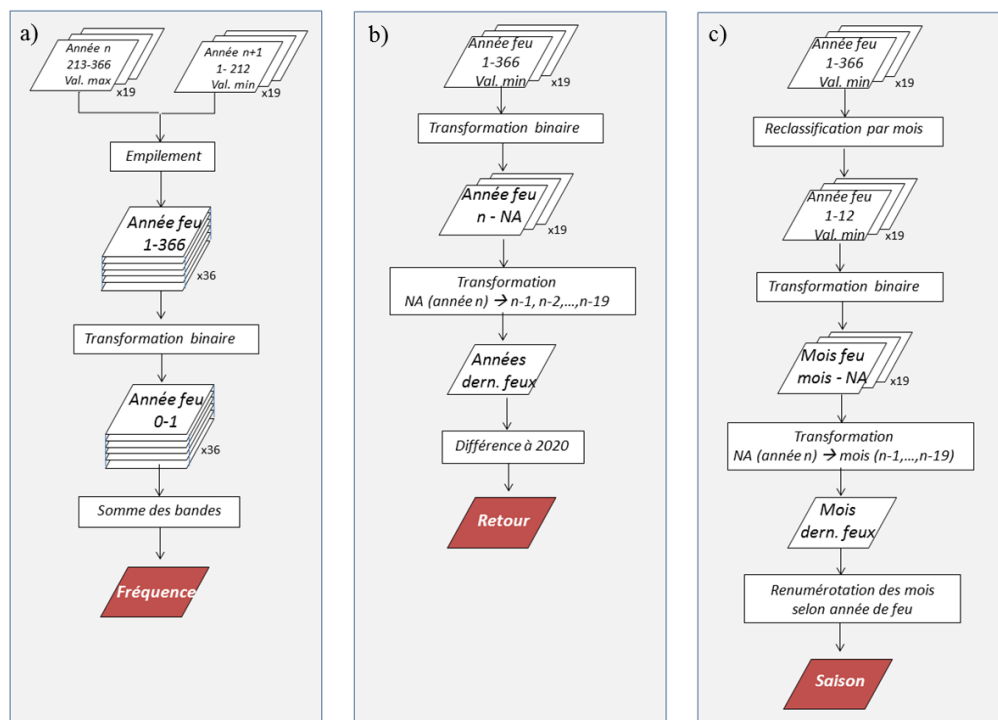


Figure 12 - Workflow du traitement d'image MODIS Burned Area pour chacun des régimes de feux considérés. a) Fréquence ; b) Retour ; c) Saisonnalité. La lettre n représentant une année de feu.

5.2.3. Comparaison des résultats

Les données obtenues sont mises en forme d'une part dans le composeur QGIS pour les cartographies, et d'autre part dans R pour les graphiques. En parallèle à ces résultats, les données de feu actif sont comparées avec les surfaces brûlées détectées. De même, des corrélations sont établies entre les pluies d'une saison des pluies et les feux détectés lors de la saison sèche suivante. Pour se faire, les données de précipitations sont transformées afin d'exprimer des précipitations annuelles moyennes en millimètres.

5.3. Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux

5.3.1. Caractérisation de la végétation

5.3.1.1. Plan d'échantillonnage en quadrats

Compte tenu du domaine vital des oryx et des cartographies de surfaces brûlées élaborées aux paragraphes 5.1.2 et 5.2.2., des points aléatoires sont générés à moins de 30 km de la Base Oryx et à 50m de distance des pistes connues, ainsi que dans chacune des catégories suivantes dont les bornes ont été déterminées arbitrairement (§ 6.3.1.1.). Constatant la rareté de la formation « CIT » (15,9 %) par rapport à la seconde (84,1%), de nouveaux points ont été générés de surcroît afin d'atteindre un nombre de données statistiquement interprétable. Pour des raisons pratiques, 8 à 11 de ces points étaient chaque jour sélectionnés dans une région choisie et encodés dans le GPS de terrain qui guidait l'échantillonnage. Sur place, la position annoncée par le GPS n'étant pas exacte, une observation sélective du paysage permettait de désigner la formation végétale à échantillonner dans les environs. Les zones témoignant d'un passage trop intense des cheptels domestiques n'étaient jamais sélectionnées. Dans un rayon de 20 m du point indiqué par le GPS, un objet lourd était lancé de dos dans une direction aléatoire. Le lieu exact où l'objet était tombé désignait le centre du quadrat à échantillonner.

L'échantillonnage ayant dû être écourté pour des raisons sanitaires exceptionnelles, le nombre de 15 quadrats par modalités de « CIT » n'a pu être atteint, mais le nombre minimum de 30 quadrats par modalité de « ARI » a été largement dépassé (§ 6.3.1.1.).

5.3.1.2. Relevés et mesures

A chaque emplacement d'échantillon, un quadrat carré de 2x2 mètres est tracé à l'aide de pieux et de corde. En effet, bien que pour un échantillonnage des quadrats de 1 à 2 m² soient fortement conseillés (Higgins et al., 2012), la faible densité d'individus laissant place au sol nu dans ce milieu, justifie ce choix. La forme carrée est choisie pour son aspect pratique sur le terrain. Ce carré est ensuite divisé en quatre sous-quadrats de 1x1 m afin de faciliter les estimations visuelles. Au sein de chaque sous-quadrat, les données suivantes sont collectées :

- 1) Relevés botaniques : les espèces présentes sont identifiées par leur nom vernaculaire arabe, traduit ultérieurement à l'aide du lexique établi par Gillet (1960a ;1960b) et le biologiste John Newby lors de leurs précédentes études dans la région. Pour chacune de ces espèces, un pourcentage de recouvrement de l'appareil végétatif aérien est estimé. Les pourcentages de chaque espèce dans les quatre sous-quadrats sont ensuite moyennés pour l'étendue du quadrat total (Annexe 3 et 4).

- 2) Variables environnementales locales : le pourcentage de sol nu ainsi que le pourcentage de recouvrement de la litière ont été estimés. De plus, les espèces comprenant plus de 3 individus sont sélectionnées. La végétation de la strate herbacée étant à un stade de développement avancé et courbant sous l'effet des vents forts, il a été convenu de mesurer non pas les hauteurs, mais les longueurs de l'appareil végétatif aérien. Cela est d'autant plus pertinent que l'objectif de ces mesures est de comparer la production en fonction de l'histoire de feu du substrat. Les longueurs de ces tiges sont mesurées à l'aide d'un mètre ruban sur trois à cinq tiges au sein du quadrat. Les données de longueurs collectées sont considérées en tant que « hauteurs » dans la suite de ce travail, sauf pour *Citrullus colocynthis* ayant un type morphologique prostré.
- 3) Traits des espèces : une recherche concernant les caractéristiques des 25 taxons étudiés est effectuée afin d'être mise à profit ultérieurement (Annexe 5).

A l'emplacement exact de chaque échantillon, une photo du quadrat et quatre photos de directions opposées de l'environnement ont été prises. Celles-ci ont permis la vérification de la cohérence des notes de terrain ou des tableaux d'inventaire.

5.3.2. Analyse statistique

Une étude des corrélations de Pearson et une Analyse en Composantes Principales (PCA) sont effectuées à partir des données environnementales extraites des cartographies générées. Des gradients environnementaux sont identifiés. Les données d'abondance des espèces sont ensuite traitées par Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) en fonction de la formation végétale attribuée à chaque relevé, ainsi qu'en fonction des gradients. Les espèces dominantes et indicatrices sont identifiées pour chaque groupe. Les hauteurs moyennes sont mises en relation et des corrélations sont calculées entre les hauteurs par espèce et les variables environnementales.

Chapitre 6 - Résultats et discussion

6.1. Cartographie de l'occupation du sol

6.1.1. Résultats

Pour rappel, la cartographie de l'occupation du sol a été réalisée à l'aide de la classification *Random Forest*. Pour chacun des deux types d'images utilisés (*Planet* et *Sentinel-2*) un aperçu de la distribution des 4 classes d'occupation du sol ainsi qu'un tableau comparatif des indices de précisions chiffrés sont présentés.

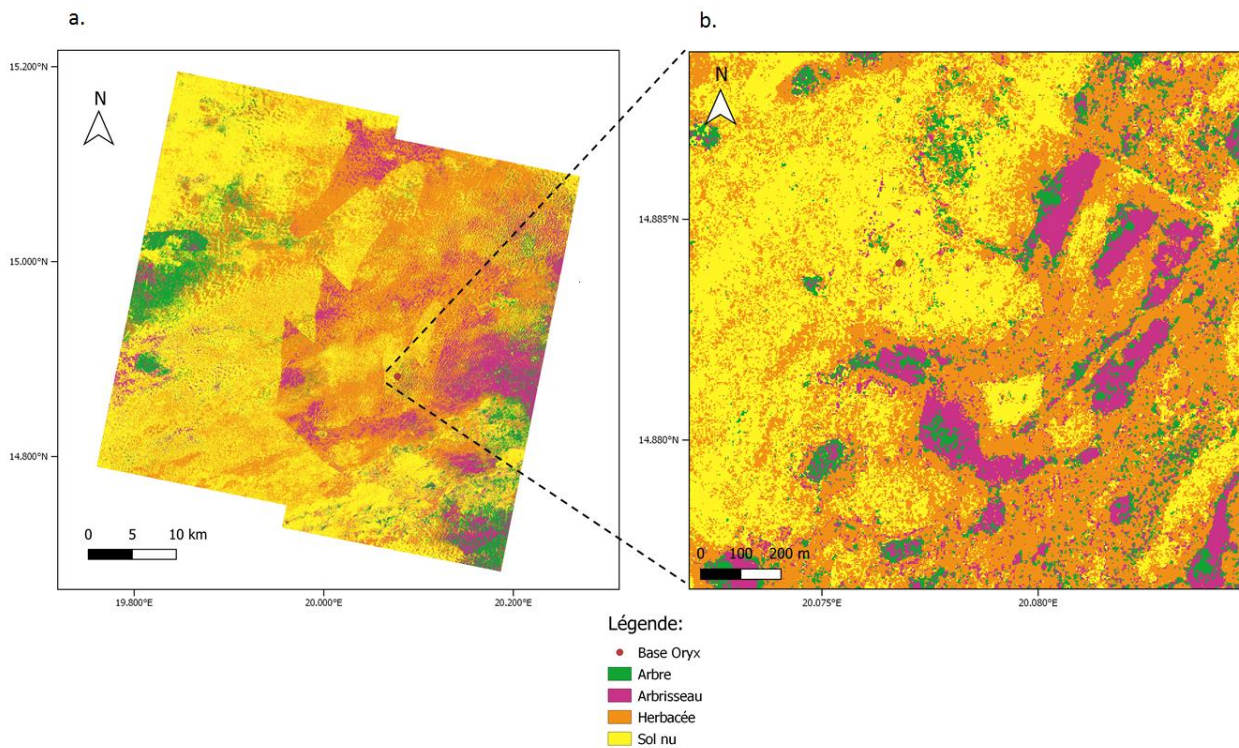


Figure 13 - Classification « Random Forest » d'image Planet (4 bandes) selon 4 classes. Etape de validation. a) Emprise d'une tuile Planet dans la RFOROA ; b) Vue rapprochée de la tuile.

Tableau 8 - Classification « Random Forest » d'image Planet (4 bandes) selon 4 classes. Résultats de la validation. La matrice de confusion est telle que les colonnes représentent les pixels manuellement classés et les lignes représentent les pixels classés à l'aide.

Matrice de confusion	Classes			
	Herbacée	Sol nu	Arbre	Buisson
Herbacée	804	139	22	61
Sol nu	116	870	26	14
Arbre	61	58	827	67
Buisson	108	43	124	750
Précision de la classe contre toutes	0,7383	0,7838	0,8278	0,8408
Indice Kappa	0,7265			

Le résultat cartographique de la classification d'une tuile Planet selon 4 classes est observable à la figure 13. A première vue, la prédominance de sol nu et de couvert herbacé semble cohérente avec la réalité. De plus, des agrégats de classes d'occupation du sol sont perceptibles dans certaines régions (Fig.13a). Des formes presque géométriques, parallèles aux vents dominants et s'arrêtant net dans la direction perpendiculaire, laissent penser à une forte influence des feux de brousses sur la couverture végétale. En effet, ces arrêts nets orientés NO-SE correspondent aux pare-feux mis en place autour de la Base Oryx. Par ailleurs, la résolution des images choisies semble bien adaptée à l'environnement comportant une distribution de classes d'occupation du sol parfois très sporadique, comme la végétation arborée. Par la figure 13a, on observe une faible concentration de cette classe détectée dans la région de la Base Oryx au contraire des extrémités Ouest et Sud-Est de l'emprise considérée. En observant une vue rapprochée de la zone centrale (Fig.13b), on constate la présence d'agrégats arborés, n'étant pourtant pas observés sur le terrain. La présence de massifs de buissons en bandes parallèles laisse penser à leur place privilégiée dans les creux inter-dunaires. Comme indiqué par la matrice de confusion reprise dans le tableau 8, une hésitation considérable est produite par le modèle entre les classes Arbre et Buisson, de même qu'entre les classes Herbacée et Sol nu ou Herbacée et Buisson. Ceci est observable par les grands nombres de pixels mal classés. Cependant les indices de

précision des classes sont assez bons et l'indice Kappa obtenu conforte également la qualité du modèle, indiquant une précision générale de 73%.

Afin de savoir si, pour ce type d'analyse en région sahélienne, les images commerciales à très haute résolution pourraient être remplacées par des images libres d'accès, une classification similaire est opérée pour les images Sentinel-2.

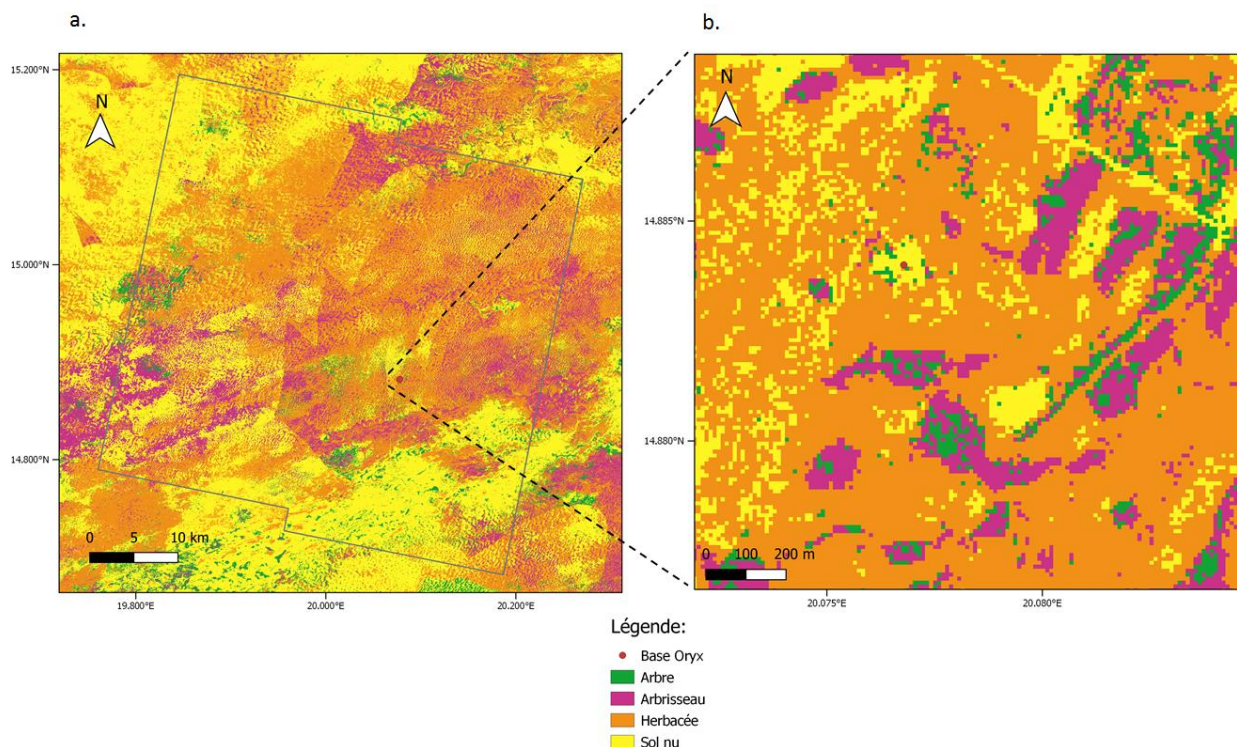


Figure 14 - Classification « Random Forest » d'image Sentinel-2 (6 bandes) selon 4 classes. Etape de validation. a) Emprise d'une tuile Planet dans la RFOROA ; b) Vue rapprochée de la tuile.

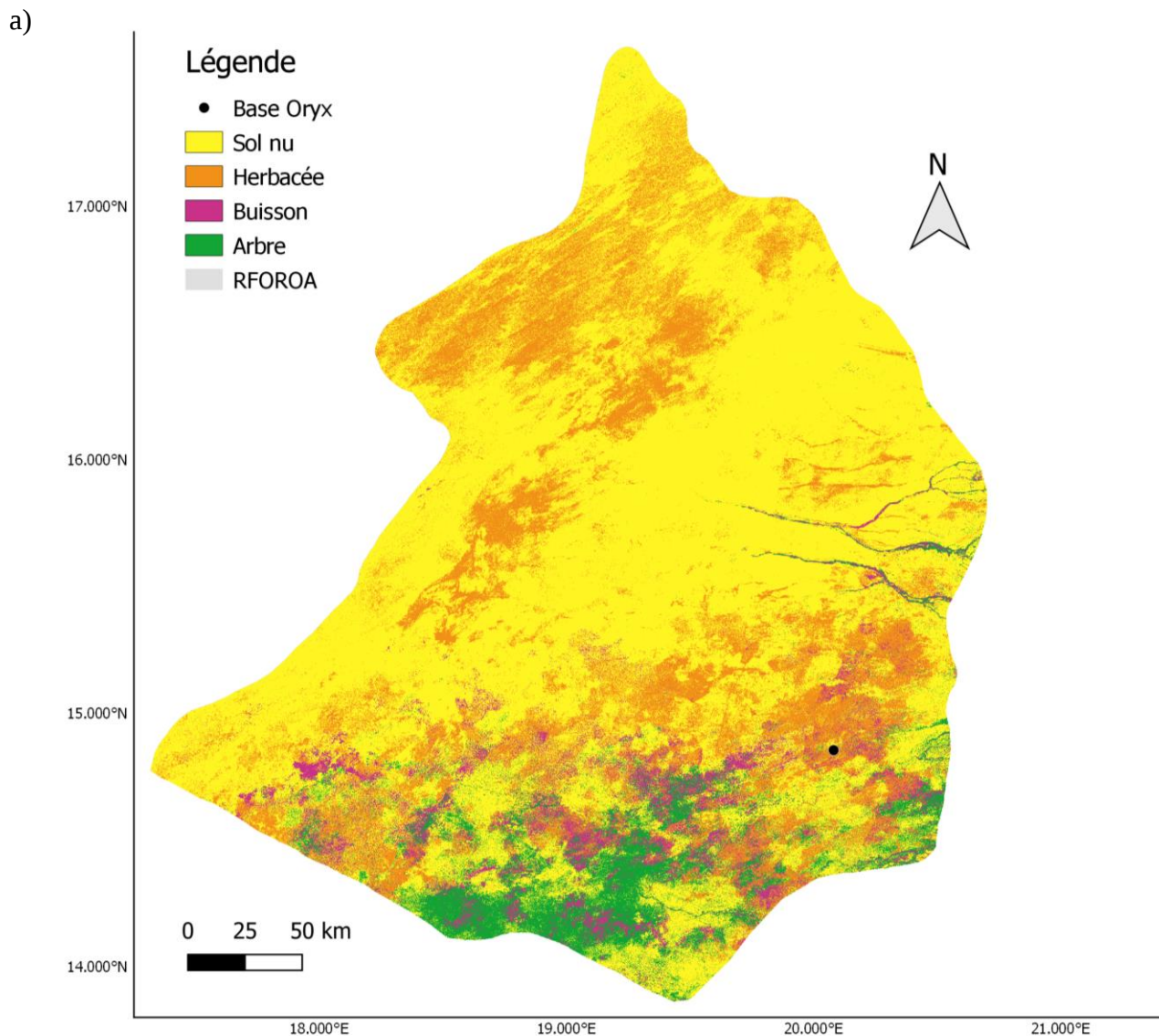
Tableau 9 - Classification « Random Forest » d'image Sentinel-2 (6 bandes) selon 4 classes. Résultats de la validation. La matrice de confusion est telle que les colonnes représentent les pixels manuellement classés et les lignes représentent les pixels classés à l'aide de la méthode RF.

Matrice de confusion	Classes			
	Herbacée	Sol nu	Arbre	Buisson
Herbacée	874	89	8	54
Sol nu	82	919	10	6
Arbre	65	66	777	75
Buisson	92	25	135	768
Précision de la classe contre toutes	0,7853	0,8362	0,8355	0,8505
Indice Kappa	0,7669			

Les résultats produits sur base des images *Sentinel-2* sont témoins des mêmes tendances que l'analyse faite au paragraphe précédent avec les images *Planet*. Il semble cependant que les massifs arborés soient moins prononcés et que de nombreux pixels classés en tant que Sol nu par la classification des images *Planet*, aient été reclassés ici en tant qu'Herbacée (Fig.14a). La vue rapprochée fait part des mêmes constats (Fig.14b). Par l'observation du tableau 9, on remarque une matrice de confusion dont les valeurs diagonales ont considérablement augmenté, sauf pour la classe Arbre dont les « faux négatifs » sont encore nombreux avec la classe Buisson. Les indices de précision de classe et le Kappa

de 77% indiquent une assez bonne rigueur de la classification, meilleure même que dans le modèle présenté précédemment.

Ce dernier modèle est retenu pour l'extrapoler à l'ensemble de la RFOROA. Cependant, comme évoqué au paragraphe 4.1.1.2., la combinaison d'images radar (SAR) aux images spectrales permet une augmentation de la précision du modèle. La cartographie des classes d'occupation du sol de la RFOROA est donc produite par la classification RF à partir d'un empilement d'images Sentinel-2 (6 bandes spectrales) et d'images Sentinel-1 (2 bandes de polarisation). Le résultat obtenu est présenté à la figure 15.



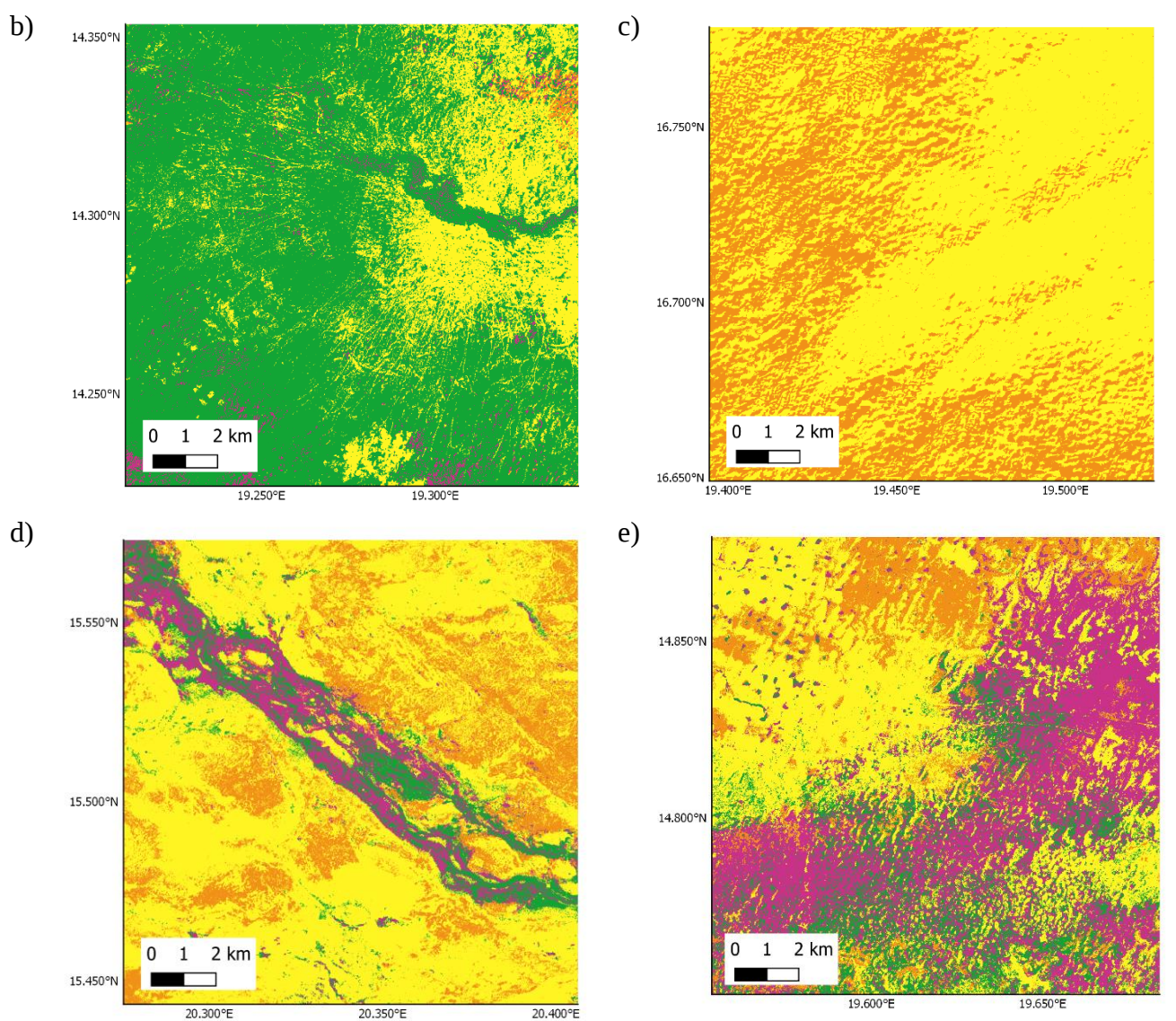


Figure 15 - Cartographie de 4 classes d'occupations dans la RFOROA à l'aide de la classification RF. a) emprise totale ; Vues rapprochées de : b) Ouadi Rimé ; c) Sahara ; d) Ouadi Kharma ; e) Donki Fadoul.

Tableau 10 - Classification « Random Forest » d'image Sentinel-2 (6 bandes) et Sentinel-1 (2 bandes) selon 4 classes. Résultats de l'application. La matrice de confusion est telle que les colonnes représentent les pixels manuellement classés et les lignes représentent les pixels classés à l'aide de la méthode RF.

Matrice de confusion	Classes			
	Herbacée	Sol nu	Arbre	Buisson
Herbacée	397	64	6	46
Sol nu	76	426	8	3
Arbre	18	32	402	61
Buisson	58	18	113	324
Précision de la classe	0,7231	0,7889	0,7599	0,7465
Indice Kappa	0,6731			

Le résultat obtenu semble à première vue réaliste. Une concentration majoritaire de biomasse est visible dans le Sud de la réserve, correspondant à la description du paragraphe 2.4.2.3. Les ouadis sont aisément identifiables par la concentration accrue de végétation arborée. Les ensembles buissonnants sont observés en bandes parallèles au vent et aux dunes fixées, laissant penser à leur

situation privilégiée dans les dépressions inter-dunaires. De vastes étendues d'herbacées sont détectées plus au Nord, région pourtant considérée habituellement comme désert absolu.

6.1.2. Discussion

Dans le paragraphe précédent, nous avons répondu au premier objectif, consistant en la comparaison d'images satellites ainsi qu'en la cartographie de l'occupation du sol de la RFOROA. Les résultats présentés et analysés précédemment sont discutés dans cette section.

Tout d'abord, quelle que soit la nature des images utilisées la précision des modèles est bonne. De légères variations sont cependant à souligner.

Concernant les images utilisées, la très haute résolution des images Planet apporte une précision accrue de l'identification des classes mais également de nombreux pixels mal classés. Ce problème est illustré par la confusion des classes les plus similaires entre elles. En effet, les surfaces de buissons peuvent facilement être confondues avec des arbres, étant quant à eux souvent très épars. De même la végétation herbacée sèche possède un spectre de réflexion proche de celle du sol et leur différenciation est plus confuse pour les images Planet que Sentinel-2. Le caractère discontinu de la végétation observé sur le terrain rend cependant cette dimension discutable car de grandes étendues sont semi-nues, semi herbacées. Une classification de ces zones, même à l'œil nu, est sujette à controverse. Le nombre supérieur de bandes spectrales des images S2 constitue donc un avantage par rapport aux images Planet (6 vs. 4). Une différence de perception est également à signaler selon la surface considérée. Par exemple, sur le terrain, une étendue de 50 m² peut sembler totalement recouverte par la strate herbacée mais l'observation de plus près d'une surface de 4 m² montre un couvert totalement discontinu. De ce fait la résolution plus large des images S2 peut donner un résultat totalement différent des images Planet (10 m vs. 3 m). L'attribution d'une classe ou d'une autre ne serait donc pas qu'un fait évident, mais plutôt une question d'échelle. La présence de sol nu est une contrainte souvent évoquée dans la classification de la végétation dans le Sahel à l'aide de la télédétection (§ 2.5.2.). Dans notre cas l'hétérogénéité de la distribution de la végétation se confirme autant par ces confusions du modèle que par le résultat cartographique obtenu, indiquant une répartition semblable à la description faite au paragraphe 2.4.2.3.

Une comparaison des classes selon le type d'image utilisé est observable à la figure 16.

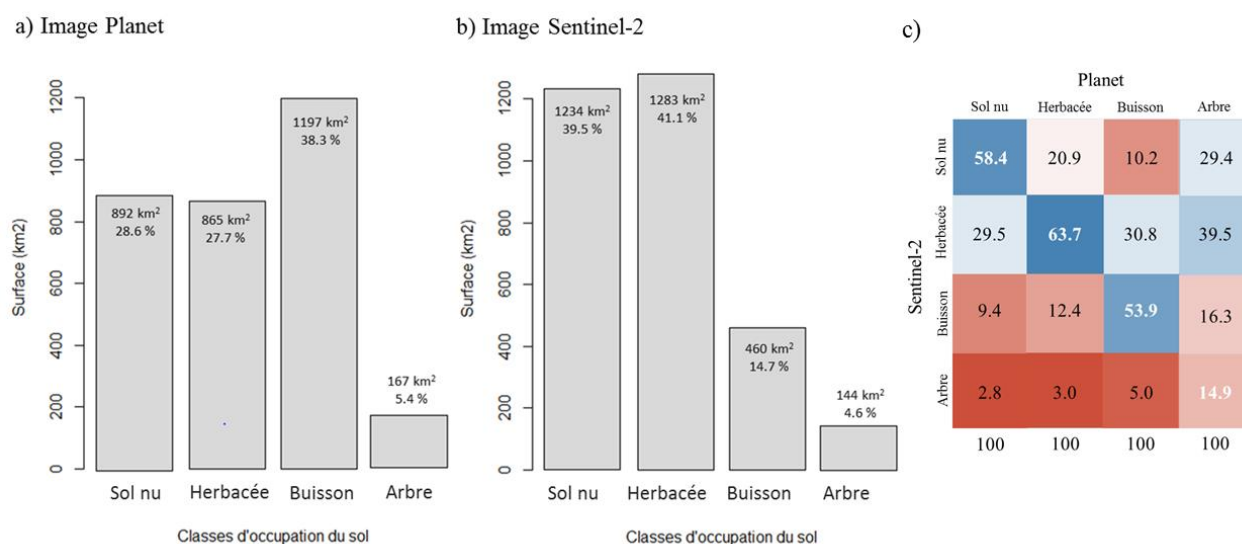


Figure 16 - Comparaison des résultats des classifications « Random Forest » sur base des images Planet et Sentinel-2, pour une surface de 2178 km² centrée sur la Base Oryx. a) Images Planet (4 bandes) ; b) Images Sentinel-2 (6 bandes) ; c) Matrice de confusion reprenant le pourcentage de pixels Planet par classe identifiée dans les images S2 sur base d'un échantillon aléatoire de 50000 points.

Comme observé aux travers des cartographies relatives aux images « S2 » et « Planet » (Fig. 13 et 14), la classification du couvert arboré est à première vue similaire entre les deux méthodes. De plus amples différences sont cependant constatées concernant les 3 autres classes. En effet, le couvert de buissons est majoritaire selon les images Planet, tandis que le couvert herbacé et le sol nu prennent largement le dessus selon la classification basée sur les images S2. La distribution des classes d'occupation du sol selon la classification des images S2 semble en outre la plus cohérente avec la réalité observée sur le terrain.

Enfin, la disponibilité des images S2 en libre accès pour l'entièreté de la réserve et leur facilité de manipulation de par leur plus faible résolution, encourage notre choix pour l'extrapolation du modèle à l'ensemble de la réserve.

Concernant la classification obtenue par les images S2, les problèmes de confusion des différents types de végétation pourraient être diminués de plusieurs façons. Tout d'abord, l'augmentation du nombre de bandes de l'image et plus particulièrement, l'empilement d'images radar, augmente considérablement l'efficacité de différenciation de la végétation. Par ailleurs, l'utilisation d'indices de végétation tels que NDVI ou MSAVI₂ est très souvent d'application dans ce genre d'étude et tout particulièrement dans les régions où une grande confusion existe entre sol nu et végétation basse (Qi et al., 1994; Bannari et al., 1995; Mudereri et al., 2019; Bartsch et al., 2020). Enfin, la méthode d'entraînement employée peut-être remise en question et une précision proportionnelle à la résolution des images est requise. En effet, la qualité de la classification de la végétation dépend à la fois de la distribution du couvert, de la méthode de classification, mais aussi de la taille de l'échantillon et de sa qualité (Yu et al., 2006).

Pour toutes ces raisons, la classification des classes d'occupation du sol de la RFOROA est réalisée sur base des images S2 et S1 et répartie en 4 classes d'occupation du sol.

Comme évoqué au paragraphe 2.5.1., l'un des avantages de la cartographie à l'aide de la télédétection est sa capacité à traiter de grandes surfaces à la fois. Compte tenu de l'immense superficie de la RFOROA, il semble évident qu'aucun des gestionnaires n'ait parcouru l'entièreté de la réserve. De nombreuses régions sont encore très peu connues et cette première cartographie permet d'identifier de premiers éléments les concernant. La carte produite reste cependant une approximation de l'occupation du sol. En effet, la zone d'entraînement a été centralisée sur les alentours de la base oryx et d'autres classes d'occupation du sol tout aussi pertinentes sont peut-être présentes ailleurs dans la réserve. Pour toutes ces raisons, la prudence reste de mise lors de l'utilisation de cette cartographie et une vérification de terrain permettra la confirmation de son adéquation avec la réalité.

Enfin, concernant la distribution actuelle de l'oryx, il semble que celui-ci jouisse d'une région où le couvert herbacé est particulièrement abondant. Ceci représente son habitat de prédilection sahélien et est déterminant de son alimentation (§ 2.4.1.2.d). Si les oryx réintroduits venaient à réinitier des migrations saisonnières telles qu'elles existaient au siècle dernier, la disponibilité de la végétation pourrait en être un facteur compromettant. Celle-ci a d'ailleurs probablement évolué depuis lors. Notamment au travers de l'avancée du désert, ou encore du surpâturage. En effet, la discontinuité de la végétation herbacée détectée à l'approche du Ouadi Kharma (Nord) rappelle l'avancée du désert depuis les dernières migrations. De plus, la présence de sol nu aux extrêmes Ouest et Sud semble peu correspondre aux descriptions du paragraphe 2.4.2. Ces zones pourraient correspondre aux zones surpâturées à proximité des lieux urbanisés des frontières de la réserve. Cette hypothèse se confirme d'ailleurs dans la vue rapprochée du Ouadi Rimé où les pistes convergentes sont bien visibles. Cependant l'extension du domaine vital des oryx est à prévoir. Celui-ci pourrait s'étendre à l'avenir vers le Sud-Ouest où les steppes boisées sont détectées (et même au sud de la réserve elle-même), notamment entre le mois de mars et les premières pluies. Les remontées vers le Nord et la dispersion

des populations d'oryx après la saison des pluies seraient limitées par les frontières du désert (§ 2.4.1.2.a) ainsi que par l'extension des pâturages exploités par les éleveurs.

6.2. Analyse de l'historique des feux

6.2.1. Résultats

En guise de préparation à l'échantillonnage de terrain, une première analyse de la distribution des feux a été effectuée.

6.2.1.1. Comparaison des produits

A partir des données satellitaires permettant d'estimer la distribution des feux, une comparaison a été effectuée entre les données de feux actifs (MODIS Active Fire) d'une part, et les données de surfaces brûlées (MODIS Burned Area) (Fig.17).

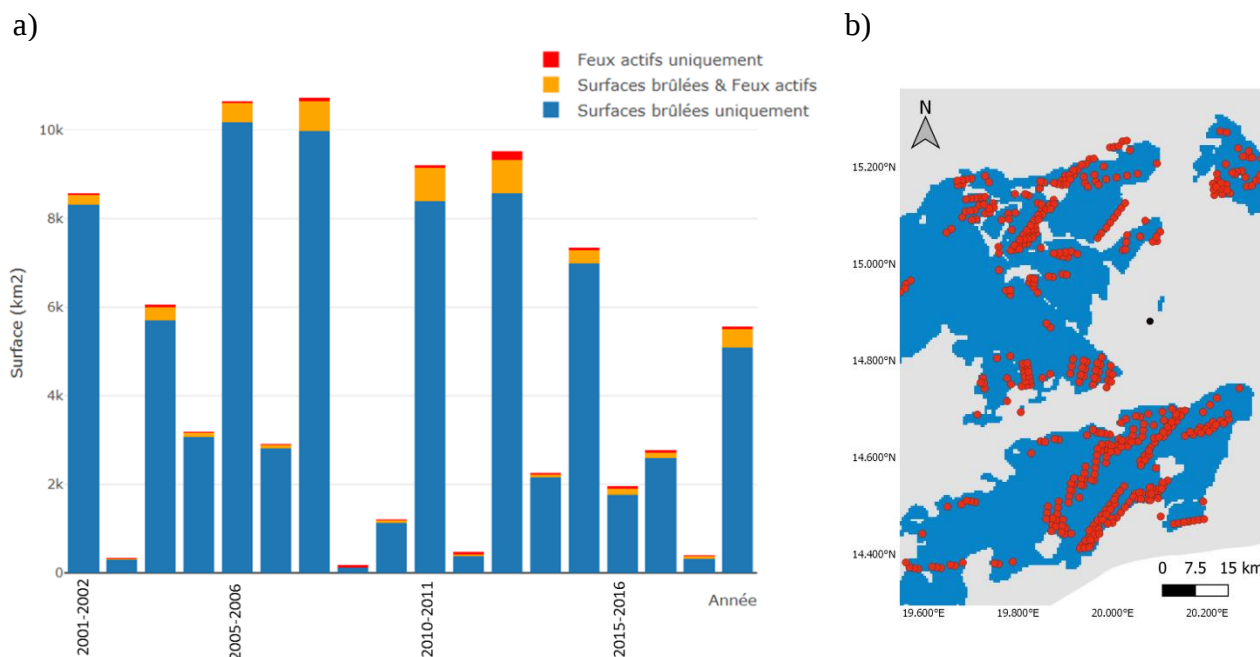


Figure 17 - Comparaison de la superficie des feux détectés selon les produits MODIS. Surfaces brûlées (MCD64A1.006) ; Feux actifs (MCD14DL). A) Evolution annuelle ; b) Distribution pour l'année de feu 2018-2019.

On constate une grande différence de surfaces de feux détectées selon que l'on considère les surfaces brûlées ou l'approximation de la surface de détection des feux actifs. Il semble que ces derniers ne permettent ici qu'une estimation minimale des feux, comparativement à l'abondante détection de surfaces brûlées. Certains feux ont également été détectés par les deux produits. Dans la suite de ce travail l'approximation de la détection des feux via les produits MODIS Burned Area sera choisie, et l'approximation de langage « feu » à la place de « surface brûlée » sera permise.

6.2.1.2. Relation aux précipitations

Les précipitations moyennes annuelles ont été calculées à partir des produits TRMM 3B43 (https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/TRMM_3B43V7) et comparées avec les feux détectés par les produits MODIS Burnt Area pour la RFOROA dans son ensemble.

Une tendance à la hausse des surfaces ayant subi le passage du feu est observable entre 2001 et 2007. A partir de 2012, la tendance s'inverse (Fig.18a). Afin de tirer davantage de conclusions de la figure 18a, une étude des corrélations est effectuée afin de mesurer cette relation (Fig.18b).

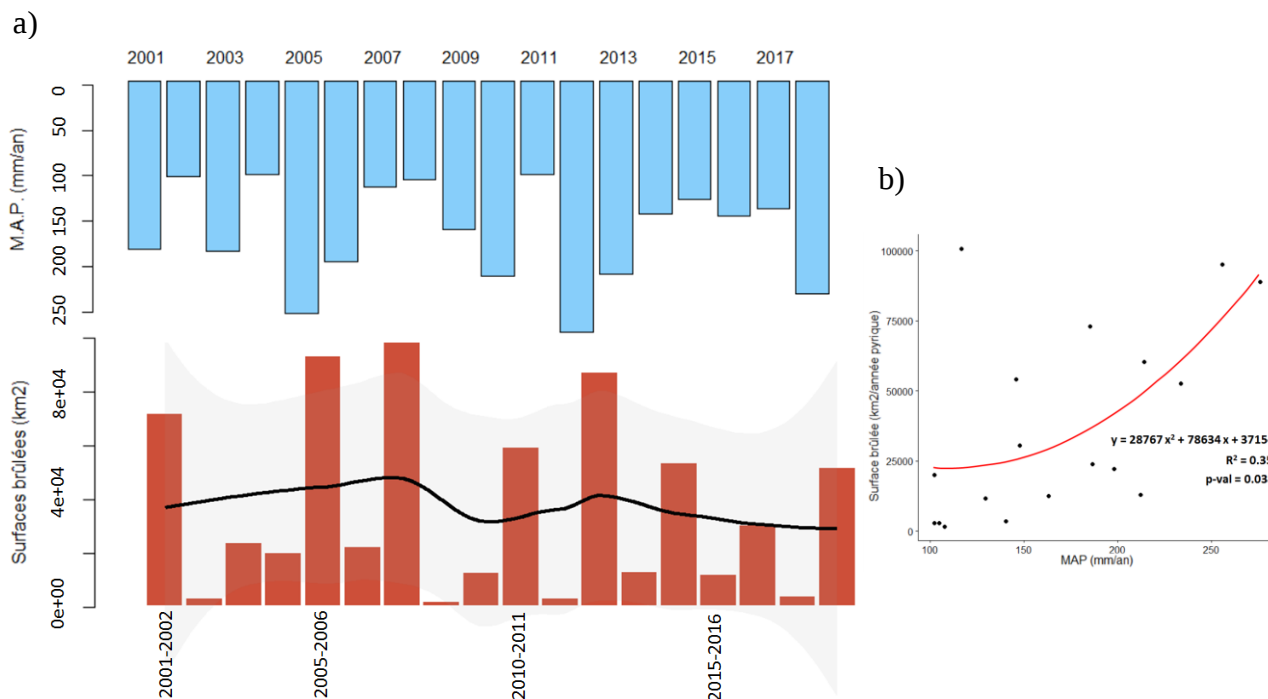


Figure 18 - Relation entre la distribution des précipitations moyennes annuelles d'une saison des pluies et la distribution des surfaces brûlées par année de feu consécutive dans la RFOROA entre 2001 et 2019. a) Une droite d'ajustement de LOESS est établie pour la distribution des feux (Facteur de lissage= 0,75). Celle-ci est représentée en noir sur le graphique et l'intervalle de confiance (0,95) est grisé ; b) Analyse par corrélation. En rouge, la courbe d'ajustement polynomial du second degré.

La figure 18b indique qu'une corrélation positive est bien perceptible et hautement significative entre les deux facteurs analysés. Cette tendance est perceptible à la figure 18a également. Cela signifie donc que plus les précipitations sont abondantes durant la saison des pluies, plus la biomasse végétale produite est abondante et plus les surfaces brûlées par les feux de la saison sèche consécutive seront vastes.

6.2.1.3. Régimes de feu

Sur base des produits MODIS Burned Area, la distribution spatiale et temporelle des feux a été estimée. Les régimes de feux identifiés sont analysés distinctivement en tant que (1) fréquence, (2) retour et (3) saisonnalité.

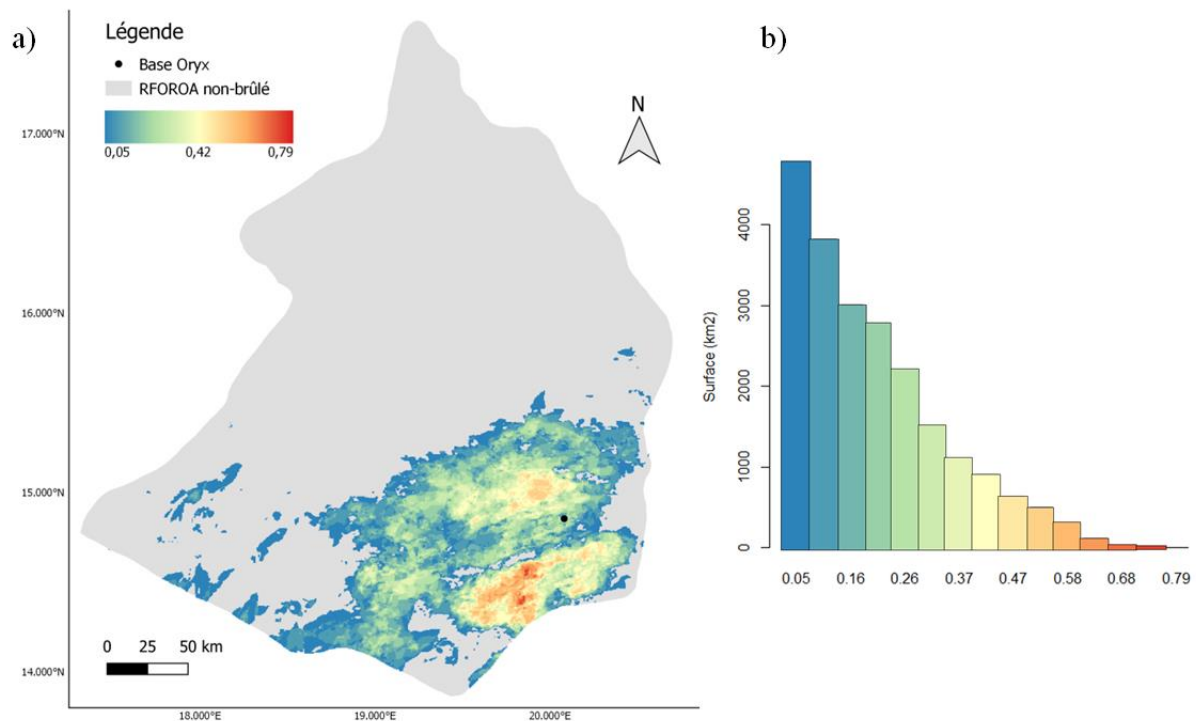


Figure 19 - Fréquence des feux dans la RFOROA entre le 1^{er} août 2001 et le 31 juillet 2020.

Comme le présente la figure 19, seul un tiers de la RFOROA environ a été affecté par les feux de brousses durant les 19 dernières années, soit un total de 21.694 km² (sur 83.032 km² la cartographie de référence de la RFOROA). La fréquence la plus élevée est située à l'extrême Sud-Est. Cette zone aurait brûlé 15 fois sur la période considérée. Les surfaces n'ayant été touchées qu'une seule fois par les feux durant cette même période sont représentées en bleu sur la figure. La distribution des fréquences est monotone décroissante.

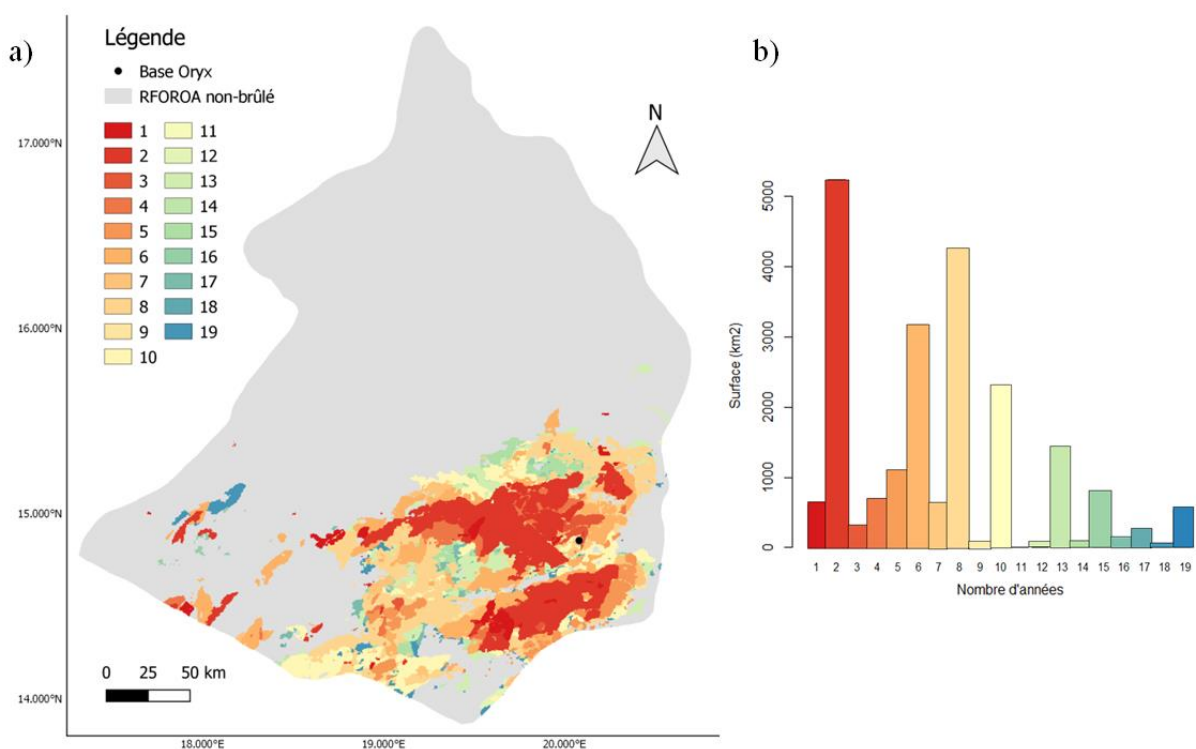


Figure 20 - retour des feux dans la RFOROA en 2020 depuis 2001. Le nombre d'années de retour représente le temps écoulé depuis la dernière occurrence du feu. Les surfaces exprimées sont celles observables au 31 juillet 2020.

A l'observation de la figure 20, il apparaît qu'une grande partie des surfaces atteintes par les feux et observables au 31 décembre 2019 ait été touchée récemment, soient environ 5800 km² pour les deux saisons sèches de 2018 à 2020 (retours de valeur 1 et 2). On observe en effet que de grandes surfaces ayant brûlé en 2018 et 2012 (retours de 2 et 8 ans), sont présentes à la fin de la saison sèche 2019-2020 (20b). A contrario, il reste à cette date proportionnellement très peu de zones n'ayant plus brûlé depuis 16 à 19 ans, environ 850 km².

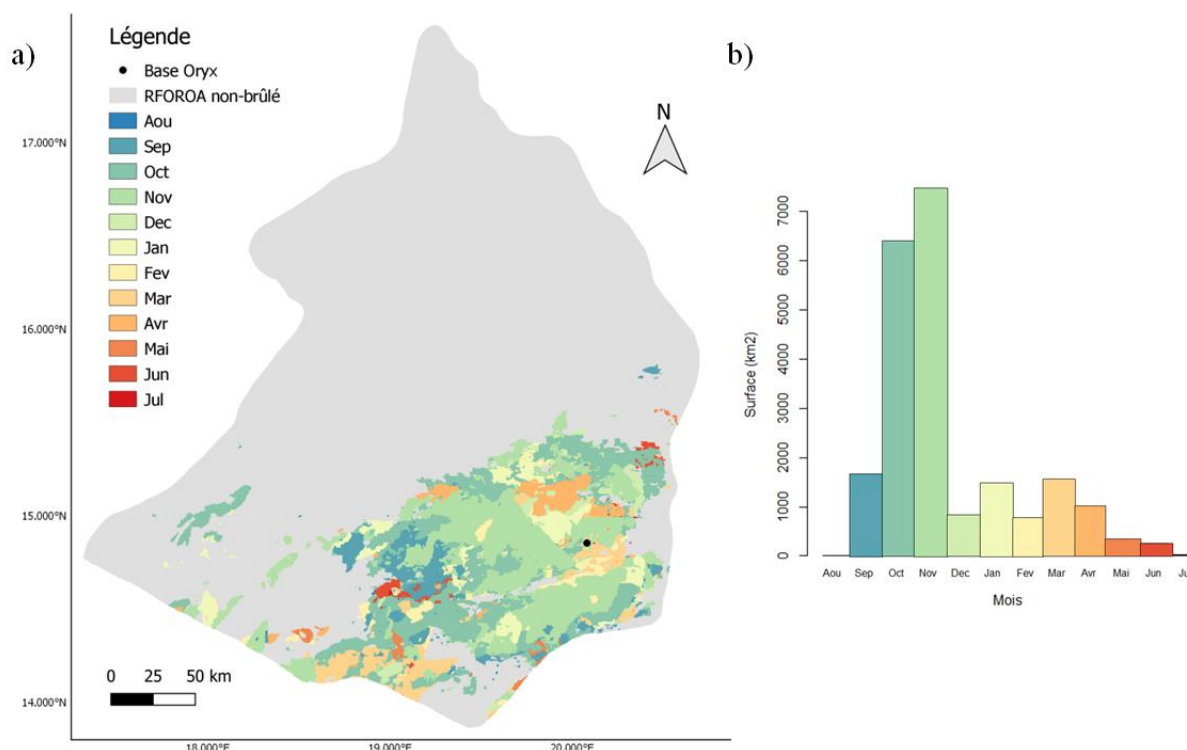


Figure 21 - Saisonnalité des feux dans la RFOROA en 2020 depuis 2001. Les surfaces représentées sont celles observables au 31 juillet 2020.

Les figures 21a et 21b permettent de constater une distribution hétérogène des feux au cours de l'année. L'absence de feux durant les mois de juillet et août est suivie d'un pic aux mois d'octobre et novembre. Le reste de la saison sèche est plus régulier jusqu'au mois de mai où les premières pluies arrivent.

6.2.2. Discussion

Les résultats analysés au point précédent ont permis de répondre au deuxième objectif de cette étude consistant en l'analyse de l'historique des feux depuis 2001. Une discussion critique est développée dans cette section.

6.2.2.1. Comparaison des produits

Tout d'abord, concernant les données choisies, les images « Active Fire » de MODIS ne permettent ici qu'une estimation minimaliste des feux. En effet, dans les steppes subdésertiques de la RFOROA, le couvert quasi-continu d'herbacées sec engendre une avancée rapide du front de feu. L'incendie est donc très bref à un endroit donné. La chaleur des flammes étant la principale source de détection utilisée par VIIRS et MODIS Active Fire data, et la couverture satellitaire étant proche d'une fois toutes les 12 heures (NASA, 2020), il semble évident qu'une faible proportion de la surface parcourue

réellement par les feux de brousse puisse être détectée par ce système. Ceci s'est confirmé par la disposition des localisations de feux actifs en ligne. Certaines surfaces complémentaires aux surfaces brûlées sont tout de même détectées, d'une part car la précision de détection des feux actifs est plus accrue que pour les surfaces brûlées (Giglio et al., 2009) et d'autre part car la résolution de détection fixée dans cette étude est de 1 km et représente une surestimation de la surface où le feu est détecté. En outre les données Burned Area MCD64A1.006 intègrent des observations de feux actifs afin d'augmenter la précision dans un large éventail de conditions (Giglio et al., 2016).

Il semble donc peu judicieux d'utiliser les données Active Fire pour des études à long-terme dans ce biome et d'y préférer les données Burned area MCD64A1.006.

6.2.2.2. Distribution des feux

Ensuite, à partir de l'analyse des résultats de la distribution des régimes de feu, et en analysant l'histoire des feux de la région du Sahel, on constate une augmentation des occurrences de feux entre le début du siècle et 2005 et une légère diminution les cinq années suivantes (Garba et al., 2012). Ceci semble quelque peu coïncider avec les conclusions obtenues pour la RFOROA : une légère augmentation des surfaces brûlées entre 2001 et 2007, suivie d'une diminution à partir de 2012.

Selon Dami et al. (2012), les feux de brousse de cette région reflètent une distribution spatiale en relation avec la distribution de la végétation et une distribution temporelle en relation avec la saisonnalité des interactions homme-écosystème. Dans la RFOROA, de par les mœurs du pastoralisme, ces 2 critères se retrouvent principalement et simultanément dans la région du Sud-Ouest, là où les fréquences de feux les plus élevées ont été enregistrées pour les 2 décennies précédentes.

Comme Verhoeven et al. (2020) l'ont conclu, plus les précipitations sont abondantes durant la saison des pluies, plus les surfaces brûlées par les feux de la saison sèche consécutive seront vastes, ceci étant par ailleurs accentué par la densité de population (Lehsten et al., 2010), non prise en compte dans cette étude. Ce phénomène se remarque au travers des retours du feu. En effet, de grandes surfaces ayant brûlé en 2018 et 2012, d'un retour de 2 et 8 ans respectivement, sont grandement représentées sur le territoire de la RFOROA à la fin de l'année 2019.

L'absence de feux durant les mois de juillet et août est suivie d'un pic aux mois de octobre et novembre, confirmant les observations de la littérature (Garba et al., 2012). A cette période, la disponibilité de végétation totalement sèche est grande et les feriks d'éleveurs atteignent le sud de leur parcours de transhumance. Ces deux facteurs étant déterminants dans la propagation des feux de brousse, ceux-ci pourraient expliquer le pic de feux précoces constaté à cette saison (§ 2.4.3.4.). Les zones une fois brûlées ne se régénéreront pour la plupart qu'après les premières pluies de la saison suivante, les zones brûlant plusieurs fois par saison sèche étant extrêmement rares d'après nos observations.

La présence de zone n'ayant jamais brûlé est, la plupart du temps due à l'absence de végétation. La vérification sur le terrain a permis de confirmer cette hypothèse. Cependant il semble que la zone Ouest de la réserve ne soit pas touchée par les feux, bien que la végétation y ait été détectée en abondance (§ 6.1.1.). Le caractère discontinu du couvert végétal pourrait en être une raison, car la proximité des zones urbaine et des cheptels des populations quasi-sédentarisées (§ 2.3.4.), pourraient impacter lourdement les pâturages de cette région de la réserve. Les cartes de végétation et de distribution des feux mises en relation, pourraient de façon indirecte servir à identifier les zones fortement affectées par les pratiques anthropiques ; cette potentialité étant à considérer avec précaution.

6.3. Analyse de la végétation pâturée par l'oryx en fonction des feux

6.3.1. Résultats

6.3.1.1. Echantillonnage

L'effort d'échantillonnage de l'abondance et de la hauteur de la végétation de la strate herbacée s'élève à 157 quadrats de 2x2 mètres. Ceux-ci ont été parcourus et recensés entre le 15 février et le 17 mars 2020 à raison de 4 à 11 quadrats par jour de travail.

Tableau 11 - Nombre de quadrats inventoriés selon la formation végétale considérée ainsi que les gradients de fréquence et de retour de feux.

ARI		Retour				total
		1	2-5	6-10	11-19	
Fréquence	0,05 - 0,21	4	10	34	1	49
	0,26 - 0,42	16	11	10	0	37
	0,47 - 0,68	37	9	0	0	46
total		57	30	44	1	132

CIT		Retour				total
		1	2-5	6-10	11-19	
Fréquence	0,05 - 0,21	0	2	8	1	11
	0,26 - 0,42	5	4	1	0	10
	0,47 - 0,68	4	0	0	0	4
total		9	6	9	1	25

Le nombre de quadrats par catégorie ainsi que le caractère aléatoire de l'étude ont été modifiés par rapport au plan théorique initial (Tab.11). En effet, d'une part, le temps de trajet a été optimisé de telle sorte que les zones de valeurs extrêmes de fréquences et de retours ont été ciblées préférentiellement. De cette façon, les tendances des résultats seront maximisées. D'autre part, la répartition des formations végétales est très hétérogène et l'absence de formation « CIT » sur plusieurs kilomètres de parcours a modifié le plan d'échantillonnage aléatoire préalable. La récolte des données a dû être écourtée pour raison sanitaire et le nombre minimal de 15 quadrats n'a pu être atteint pour les catégories des formations « CIT ». Celles-ci seront tout de même traitées en considération de cet effort.

Afin de visualiser la représentativité de l'échantillonnage de la zone inventoriée par rapport aux variables de régimes de feux étudiés, les graphiques comparatifs du domaine vital des oryx et des quadrats inventoriés par rapport aux 3 régimes de feux ont été produits et sont repris en annexe 6.

6.3.1.2. Relevés et mesures

Un ou deux échantillons de chaque espèce ont été collectés et ont ensuite été assemblés sous forme d'un herbier de terrain, qui comporte 32 planches au total. Certains individus à l'identification incertaine et à la nomenclature scientifique ambiguë ont par la suite été vérifiés et confirmés lors d'une consultation de l'herbier de l'*Institut de Recherche en Elevage pour le Développement* de Farcha à N'Djamena le 27 mars 2020.

L'annexe 5 reprend l'ensemble des taxons identifiés lors de l'inventaire de terrain. Leurs traits spécifiques respectifs y sont ajoutés.

6.3.1.3. Variables environnementales

Afin d'identifier les gradients environnementaux, et de connaître le niveau de relation entre les différentes variables environnementales une Analyse en Composantes Principales est effectuée pour les 3 variables exprimant les 3 régimes de feux (fréquence, retour et saison), ainsi que pour le pourcentage de litière et de sol nu et la hauteur moyenne par quadrat. Celle-ci a été calculée sur base des hauteurs moyennes par espèce multipliées par leurs abondances respectives au sein de chaque quadrat.

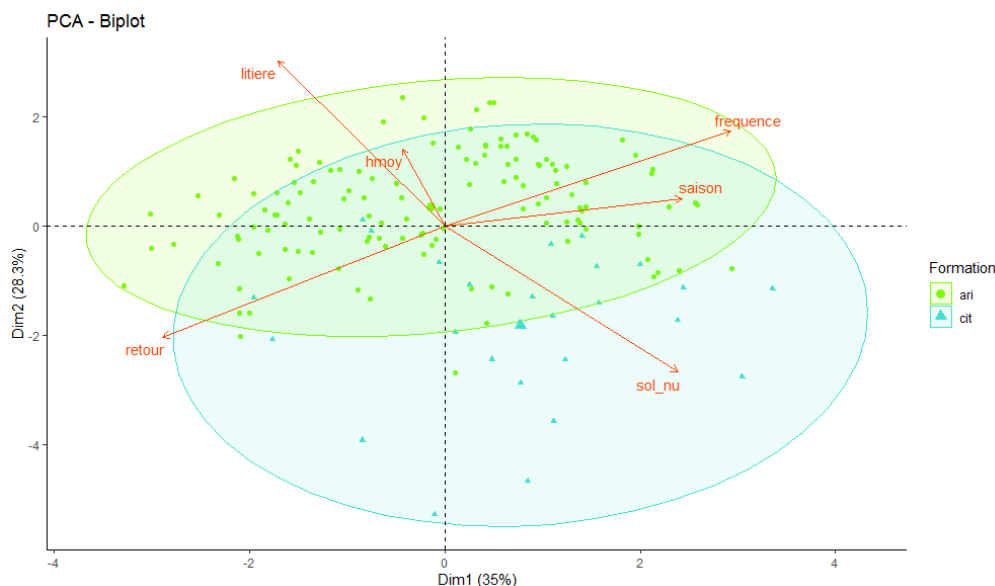


Figure 22 - Analyse des Composantes Principales (PCA) de 6 variables environnementales correspondant aux 157 quadrats échantillonnés. Les 2 formations végétales « ARI » et « CIT » sont représentées en vert et bleu, respectivement.

Dans la PCA illustrée dans la figure 22, chacune des variables étudiées est exprimée par une flèche. Plus cette dernière est longue, plus elle contribue au modèle. De même, plus deux flèches sont proches l'une de l'autre plus leur relation est forte. Il est cependant bon de tenir compte des multiples dimensions de ce type de modèle. Dans ce cas, la présence de 6 variables engendre 6 dimensions dont seulement 2 ou 4 sont pertinentes, selon les valeurs propres obtenues dans ce cas. Les deux premières dimensions et leurs valeurs propres exprimées en % indiquent l'importance de la variance exprimée par chaque axe.

L'étude conjointe des corrélations de Pearson a permis de quantifier ces relations. Ainsi, les variables « fréquence » et « retour » affichent une corrélation de -0,92 ($p\text{-val}=0,0084^{**}$) qui justifie leur caractère opposé sur la PCA, indiquant de façon hautement significative que plus la fréquence est élevée, plus le nombre d'années de retour est faible. De la même façon, une corrélation attendue entre sol nu et litière peut être établie. Celle-ci est de l'ordre de -0,96 ($p\text{-val}=0,0024^{**}$) et signifie que plus le pourcentage de sol nu est élevé, plus la surface occupée par la litière est petite. De ce fait, les autres relations entre variables ne sont pas considérées comme significatives. Les abondances de sol nu et de litière ne sont pas corrélées aux régimes de feu.

Par l'observation de la figure 22, on constate une variabilité entre les deux formations végétales « ARI » et « CIT » échantillonnées. La variabilité inter-formations semble dictée par l'abondance de sol nu ou de litière, tandis que la variabilité intra-formation est menée par les trois régimes de feux. La première relation est d'ailleurs confirmée par les observations de terrain reprises à la figure 10.

Le but de cette étude étant axé sur l'influence des régimes de feux sur la végétation, c'est sur cette base que reposera la suite de cette analyse. Les gradients sélectionnés sont établis sur base des deux régimes n'ayant pas de corrélation significative et dont la répartition est clairement bimodale (Fig.22 et annexe 6). De ce fait, deux gradients issus de la variable « fréquence » et deux gradients issus de la variable « saison » sont croisés. Les quatre gradients utilisés dans cette étude sont repris au tableau X.

Tableau 12- Définition des gradients de régimes de feux : 1) PEU-PRE ; 2) PEU-BCP ; 3) BCP-PRE ; 4) BCP-TRD.

Régime			Nom
Fréquence	basse	0,05 - 0,32	PEU
	haute	0,36 – 0,58	BCP
Saison	précoce	1 - 5	PRE
	tardive	6 - 12	TRD

6.3.1.4. Abondance des espèces

Afin d'évaluer la répartition de l'abondance des espèces, une Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) a été effectuée (Fig.23). Celle-ci se base sur une matrice de dissimilarité calculée à l'aide de l'indice de Bray-Curtis. Cette méthode, au contraire de la PCA se basant sur des distances euclidiennes, est très appropriée au traitement de données d'abondance car elle permet d'éviter les biais engendrés par les « double-zéros »⁵. L'inconvénient de la méthode est qu'elle produit des valeurs propres négatives, non-pertinentes pour des données écologiques. Il a été choisi ici de ne pas opérer de corrections artificielles sur la matrice de distances et d'analyser seulement les premiers axes du modèle.

Dans un souci de pertinence, les espèces présentent dans seulement trois quadrats ou moins sont supprimées de l'analyse.

⁵ La problématique du « double zéro », en écologie, consiste à calculer de courtes distances entre deux relevés nuls, ne signifiant pas toujours une ressemblance entre ces deux relevés. Ceci constitue un biais dans les études d'abondances car une non-détection peut d'une part signifier l'absence de l'espèce en ce lieu, et d'autre part l'absence de l'espèce dans l'échantillon (mais pas dans le lieu).

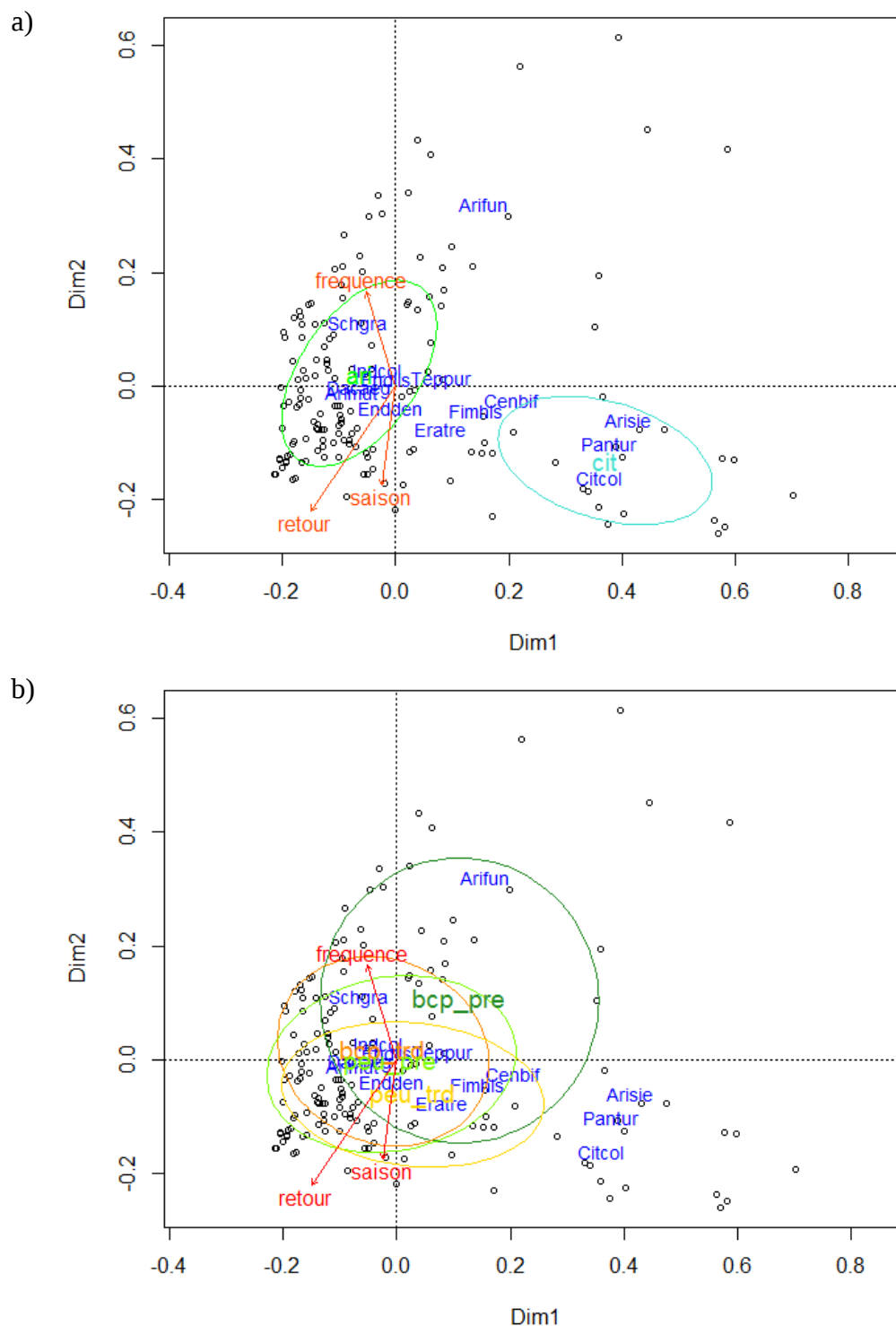


Figure 23 – Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) des moyennes pondérées des abondances de 14 espèces inventoriées dans la strate herbacée des pâturages de l'oryx algazelle (RFOROA). Bleu, abréviations des espèces; Rouge, projection des régimes de feu (variables environnementales) a posteriori. Les pourcentages de la variance (valeurs propres) exprimés par les premiers axes sont les suivants : Dim1= 22,93% ; Dim2=14,13% ; Dim3=9,22% ; Dim4= 8,05%. (a), Projection des formations végétales ; (b), Projection des gradients environnementaux.

La lecture de ces figures s'opère de façon similaire à la description attribuée à la figure 22 précédemment. Dans ce cas, l'observation des noms des 14 espèces considérées (en bleu), permet de constater, à titre d'exemple, que l'abondance d'*Aristida funiculata* est favorisée dans les sites fréquemment brûlés, mais n'ayant plus brûlé depuis longtemps et caractérisés par des feux précoces. De même, l'abondance de *Citrullus colocynthis* s'exprime principalement sur les sites peu brûlés et

de façon plus tardive dans la saison. *Schoenefeldia gracillis* quant à lui est caractérisé sur des sites assez fréquemment et précocement brûlés.

La figure 23a, conforte la différenciation des deux formations exposée au paragraphe 4.3.2., mais exprimée cette fois par l'abondance des espèces. Alors que la formation « ARI », au couvert d'herbacées quasi-continu, semble être proche d'un scénario « moyen » aussi bien en terme d'abondance d'espèces que de variabilité environnementale, la formation « CIT » est tout particulièrement caractérisée par l'abondance d'*Aristida sieberiana*, de *Panicum turgidum* et de *Citrullus colocynthis*.

Les gradients établis précédemment sont maintenant exploités de façon similaire, par PCoA. La figure 23b, exprime une faible différenciation des gradients par rapport à leurs abondances en espèces. En effet, seul le gradient « BCP-PRE » (fréquent et précoce) semble se démarquer quelque peu, indiquant une fois de plus l'importance de l'*Aristida funiculata*. Les trois autres gradients sont confondus et ne peuvent être interprétés indépendamment. Cela signifie donc que les régimes de feu tels qu'ils sont étudiés au travers des 4 gradients, influencent très peu l'abondance des espèces recensées. Une analyse de gradients similaire réalisée pour chacune des formations (ARI ou CIT) a permis de confirmer que quelle que soit la formation végétale présente, l'impact des régimes de feux est minime sur l'abondance des espèces.

Les explorations de l'Analyse des Correspondances (CA) et de l'Analyse Non-Symétrique des Correspondances (NSCA) ont montré des résultats similaires, bien que moins visuellement expressifs.

6.3.1.5. Espèces dominantes

Afin de quantifier ces observations, une analyse des espèces dominantes est effectuée au travers des 157 quadrats échantillonnés, et ce, d'une part pour les 2 formations végétales, et d'autre part pour les 4 gradients de régimes de feux (Tab.13).

Tableau 13- Espèces dominantes par formation végétale et gradient de feu. La proportion de l'échantillonnage par formation (ou gradient) où l'espèce a été identifiée est indiquée sous chaque espèce, le maximum 1 étant égal au nombre de quadrats échantillonnés dans chacune des formations (ou gradient), indiqué entre [].

Formations					
ARI [132]	Arimut 0,98	Schgra 0,85	Fimhis 0,45	Indcol 0,41	Eratre 0,25
CIT [25]	Arimut 0,76	Citcol 0,56	Fimhis 0,52	Eratre 0,44	Schgra 0,32
Gradients					
PEU-PRE [62]	Arimut 0,93	Schgra 0,66	Fimhis 0,40	Indcol 0,39	Cenbif 0,32
PEU-TRD [26]	Arimut 0,96	Schgra 0,73	Fimhis 0,58	Eratre 0,50	Endlis 0,35
BCP-PRE [11]	Schgra 0,91	Arimut 0,82	Arifun 0,54	Fimhis 0,54	Eratre 0,45
BCP-TRD [58]	Arimut 0,98	Schgra 0,86	Fimhis 0,46	Indcol 0,46	Arifun 0,22

La dominance d'*Aristida mutabilis* dans chaque catégorie est presque unanime. En effet il s'agit de l'espèce plus fortement représentée excepté pour le gradient de feux fréquents et précoces, où *Schoenefeldia gracilis* la supplante. Sur ces sites *Aristida funiculata* est parmi le top 3 de dominance. Par ailleurs, *Citrullus colocynthis* est particulièrement présente dans la formation végétale CIT, ce qui la différencie d'autant plus de la formation ARI. Le niveau de dominance de *Fimbristyllis hispidula* ne semble pas influencé par quelque formation ou gradient, maintenant un taux de présence aux alentours de 50%. La présence d'*Indigofera colutea* dans environ 40% de la formation ARI ainsi que pour les gradients antagonistes PEU-PRE et BCP-TRD ne permet pas non plus de conclure à une influence du passage du feu sur cette espèce.

6.3.1.6. Espèces indicatrices

Les espèces indicatrices ont été analysées selon les mêmes catégories. Pour ce faire, l'indice Indval est utilisé par approche multivariée via la fonction `multipatt()` {indicspecies} de R.

Tableau 14 – Espèces indicatrices par formation végétale et gradient de feu

Formations	Espèce	Indval	p-valeur	TV	TP	TB	TM
ARI	Schgra	0,88	0,001 ***	Ann	C4	Th	Uc
	Arifun	0,49	0,032 *	Ann	C4	Th	Uc
CIT	Citcol	0,73	0,001 ***	Per	C3	He	Pr
	Arisie	0,49	0,001 ***	Per	C4	He	Ce
	Pantur	0,28	0,047 *	Per	C4	Ch	Ce
Gradients							
BCP-PRE	Arifun	0,56	0,006 **	Ann	C4	Th	Uc
BCP (PRE + TRD)	Eratre	0,64	0,002 **	Ann	C4	Th	Uc
PEU (PRE + TRD)	Cenbif	0,54	0,014 *	Ann	C4	Th	Uc
BCP + PEU-PRE	Indcol	0,63	0,042 *	Ann-per	?	Th	Bu
PEU + BCP-PRE	Endlis	0,55	0,006 **	?	?	?	Uc

Par le tableau 14, les caractéristiques énoncées précédemment à propos des formations végétales ARI et CIT sont confirmées. Malgré la confusion des effets des gradients sur l'abondance des espèces en général, certaines d'entre elles, considérées comme indicatrices se démarquent. Ainsi, l'abondance de *Aristida funiculata* sur le terrain indique un gradient de feux fréquents et précoces. De même, l'abondance d'*Eragrostis tremula* est hautement significative d'une fréquence de feux élevée. A l'inverse, l'abondance de *Cenchrus biflorus* représente de manière significative les sites rarement brûlés.

6.3.1.7. Traits spécifiques et caractéristiques des espèces

A chacune des espèces considérées dans cette étude sont attribués des traits spécifiques, conformément au tableau récapitulatif de l'annexe 5.

Afin de mieux percevoir la répartition des traits spécifiques en fonction de l'abondance des espèces et leur situation par rapport aux régimes de feux, les modalités des traits de chaque espèce étudiée sont projetées sur la PCoA analysée précédemment. Les étiquettes de traits ne correspondant à aucune couleur de la figure, ne peuvent être interprétées de par la trop faible diversité des espèces qu'elles représentent.

a)

b)

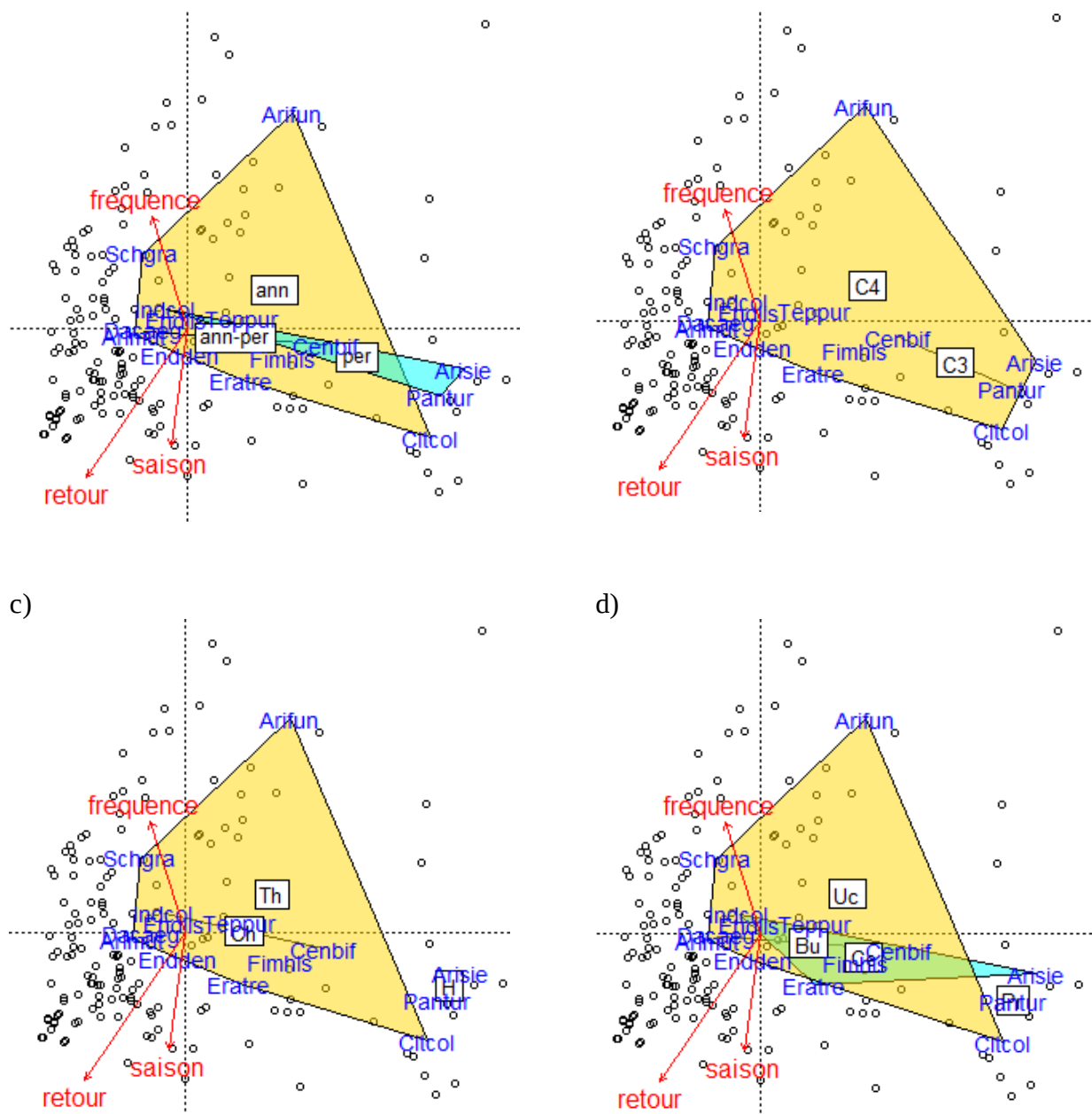


Figure 24 - Vue rapprochée de l'Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) des moyennes pondérées des abondances de 14 espèces inventoriées dans la strate herbacée des pâturages de l'oryx algazelle (RFOROA). Bleu, abréviations des espèces; Rouge, projection des régimes de feu (variables environnementales) a posteriori. (a), Types végétatifs ; (b), Types de photosynthèse ; (c), Types biologiques ; (d), Types morphologiques.

L'illustration de la répartition des traits spécifiques en fonction de l'abondance des espèces auxquelles ils correspondent permet d'extraire les observations suivantes :

Tout d'abord, l'abondance prédominante des herbacées annuelles les plus rencontrées dans l'aire d'étude se marque en jaune sur chacun des graphiques. La figure 24a permet d'observer une abondance des espèces pérennes (*Aristida sieberiana*, *Panicum turgidum*) dans les sites à faible fréquences de feux. On retrouve également en ces lieux une abondance marquée d'espèces cespiteuses, représentées par *Aristida sieberiana*, *Fimbristillis hispidula* et *Panicum turgidum* (Fig.24d). L'abondance des plantes annuelles, en C4, thérophytes ou unculmaires est prédominante sur tous les sites représentés dans l'aire de l'étude.

6.3.1.8. Hauteurs

Pour estimer les différences de hauteur entre les 4 gradients, des diagrammes de densités de quadrat en fonction de la hauteur moyenne de la végétation ont été produits.

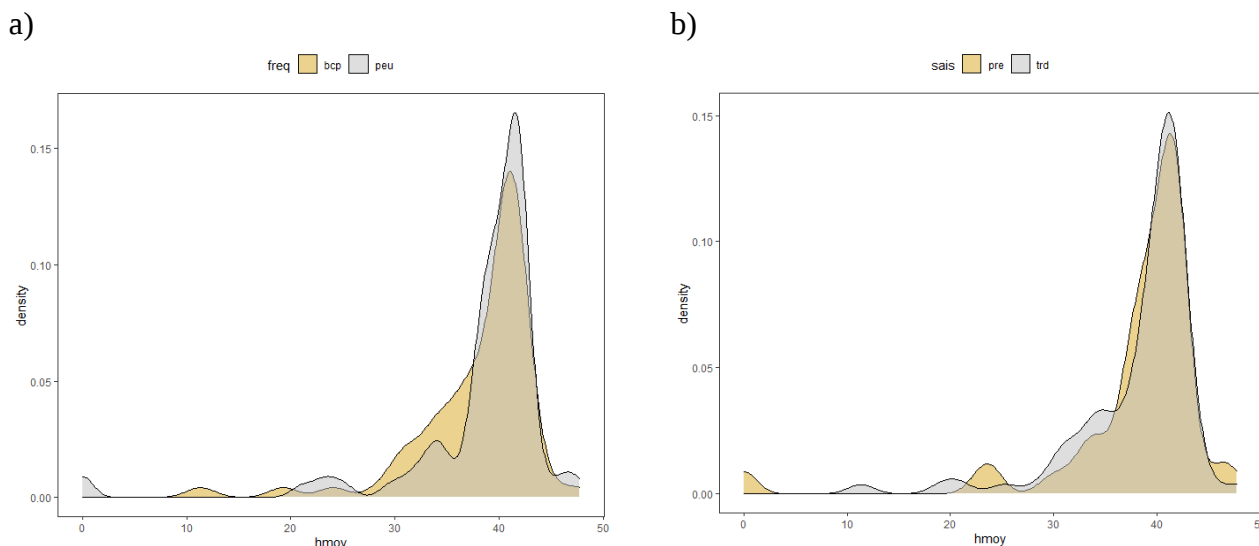


Figure 25 - Répartition de la densité du nombre de quadrats en fonction de la hauteur moyenne de leur végétation selon leurs gradients de régimes de feux. Gradients étudiés : a) Fréquence : BCP, feu fréquent ; PEU, feu rare ; b) Saisonnalité : PRE, feu précoce ; TRD, feu tardif (voir valeurs Tab.12).

Par la comparaison de ces deux figures, on constate que quelle que soit le gradient de régimes de feux considéré, le pic de représentativité apparaît à la hauteur moyenne de 40 cm. Aucune influence des régimes de feux sur la hauteur moyenne, de la façon dont ils sont calculés ici, ne peut être conclue. Ceci se confirme par la faible contribution de cette variable dans la PCA observée précédemment (Fig.22).

Afin de savoir si la même constatation peut être faite à l'échelle de chaque espèce, des corrélations de Pearson ont été calculées entre les hauteurs spécifiques mesurées par quadrat et les variables de régimes de feux correspondantes. Les valeurs significatives sont reprises dans le tableau 15 ci-dessous.

Tableau 15 – Valeurs significatives des corrélations entre les hauteurs spécifiques et les régimes de feu étudiés.

Hauteurs_sp/ Régimes	fréquence	retour	saison
<i>Aristida mutabilis</i>	-0,62 *	0,66 **	-0,12 **
<i>Aristida sieberiana</i>	-0,84 *		-0,77 *
<i>Cenchrus biflorus</i>	0,92 **	-0,93 **	0,87 *
« Endigre lisse »			0,73 *
<i>Schoenefeldia gracilis</i>			-0,58 *

Ce tableau indique qu'un site de forte fréquence de feu peut être composé d'individus d'*Aristida mutabilis* ou d'*Aristida sieberiana* de petite hauteur ou de *Cenchrus biflorus* de grande hauteur. De même, plus le passage du feu est ancien, plus *Aristida mutabilis* est grand et plus *Cenchrus biflorus*

est petit. Ce dernier est également favorisé, en terme de hauteur, par les feux tardifs, au contraire des deux autres et de *Schoenefeldia gracilis*.

6.3.2. Discussion

Le troisième objectif de ce travail consistait à identifier l'impact des régimes de feux sur la végétation herbacée. Les résultats obtenus sont tantôt divergents, tantôt sans équivoque. Cette partie tente de discuter ces résultats d'un œil critique et comparatif avec la littérature disponible, tout en donnant au lecteur un point de vue global sur la question.

6.3.2.1. Echantillonnage

Une forte disproportionnalité entre les deux formations végétales choisies a été constatée lors de l'échantillonnage de terrain. Celles-ci ont été sélectionnées sur base des conseils et des observations de l'équipe de suivi écologique du Projet Oryx et leur distribution remet en question le caractère aléatoire de cette partie de l'étude. Leur distribution ne dépendant apparemment pas directement des régimes de feux étudiés, il sera bon de déterminer pour une éventuelle étude similaire postérieure, les facteurs déterminants de la présence des taches « CIT » (formation au couvert végétal très disparate) parmi la matrice « ARI » (formation au couvert herbacé quasi-continu) afin d'équilibrer l'échantillonnage au mieux.

De même, l'échantillonnage effectué n'est pas représentatif de la distribution des régimes de feux dans la surface échantillonnée et cette dernière de l'entière de la RFOROA. La seconde relation s'explique par l'hétérogénéité des écosystèmes au sein du territoire de la RFOROA. La première relation quant à elle est due à la focalisation du plan d'échantillonnage initial sur les valeurs extrêmes des régimes de feux dans le domaine vital des oryx (Annexe 6) donnant lieu à des distributions bimodales.

6.3.2.2. Variables environnementales

La forte corrélation observable entre les régimes « fréquence » et « retour » (-0,92 **) semble évidente. En effet, plus la fréquence d'occurrence des feux est élevée, plus la probabilité que le temps de retour soit court est grande. De plus, une corrélation du même ordre est perceptible entre les variables environnementales « sol nu » et « litière » (-0,96**). Cela signifie donc que les abondances de l'un et de l'autre sont antagonistes, peu importe la densité de végétation sur pied. Ces relations semblent totalement indépendantes des régimes de feux étudiés, au contraire de l'hypothèse émise par Oosterheld et al. (1999), mentionnant un effet néfaste des feux sur la fertilité des écosystèmes arides à cause de la destruction de litière. Cette théorie, déjà énoncée précédemment (§ 2.4.3.5.b), ne peut être confirmée de manière générale pour la région de notre étude. De même, Ahmed et Ali (2011) évoquent une accumulation de litière et un grand pourcentage de sol nu dans les sites décrits comme « non-brûlés » sur sols sableux. L'absence de relation prouvée dans nos résultats, pourrait être due à une différence de résolution entre l'échantillonnage par quadrats (2x2m) et les images Burned Area utilisées (500x500m). Mais compte tenu de l'ampleur surfacique considérable de chaque événement de feu, il semble peu probable qu'une approximation de détection des surfaces brûlées due à la résolution MODIS, impacte fortement la cartographie réelle des régimes. L'absence de preuve de relation entre couverture du sol et régimes de feux pourrait laisser sous-entendre l'influence d'autres facteurs non pris en compte dans cette étude, comme la topographie et le vent (§§ 2.2.3. et 2.2.4.).

Par ailleurs, la variabilité inter-formations semble dictée par l'abondance de sol nu (pour « CIT ») ou de litière (pour « ARI »). L'absence de végétation sur pied pourrait en effet engendrer une plus faible production de litière et une volatilisation plus aisée de celle-ci par le vent. La variabilité intra-

formation, au contraire, est définie par les 3 régimes de feux. A notre connaissance, aucune étude ne mentionne ces deux formations et aucune comparaison ne peut donc être effectuée.

6.3.2.3. Formations végétales et abondance des espèces

La formation « ARI » semble être proche d'un scénario « moyen » aussi bien en termes d'abondance d'espèces que de variabilité environnementale. Ceci paraît cohérent avec la vaste distribution de cette matrice au sein de la RFOROA. On notera néanmoins l'abondance relativement élevée de deux espèces particulièrement appréciées par l'oryx algazelle (§ 2.4.1.2.d) : *Indigofera colutea* et *Schoenefeldia gracilis*, cette dernière étant même très hautement indicatrice du milieu. Au sein de la formation « CIT », c'est surtout *Citrullus colocynthis*, *Panicum turgidum* et *Aristida sieberiana* qui sont représentatives du milieu. La première est particulièrement dominante et avec la deuxième, joue un rôle primordial pour l'hydratation de l'oryx tout au long de la saison sèche (§ 2.4.1.2.d). Certaines des espèces recensées correspondent à la description du paragraphe 2.4.2.4. Cependant, certaines espèces mentionnées dans ce paragraphe, n'ont pas été recensées. Ceci pourrait être dû, d'une part, à la saison de l'étude (certaines espèces sont très appréciées ou se décomposent) ou à l'étendue restreinte de l'inventaire et d'autre part, à la sélectivité des deux formations (ARI et CIT) n'ayant pour cible que la strate herbacée des plaines et des versants dunaires.

6.3.2.4. Régimes de feu, abondance et hauteur des espèces

Aristida sp est apprécié par l'oryx, qui en trouve en abondance dans son aire de répartition. La matrice d'herbacée atteint une hauteur d'environ 40 cm quel que soit le régime de feu du lieu, selon le calcul des moyennes utilisé ici.

Plus particulièrement pour chacun des régimes de feux étudiés, les espèces abondantes identifiées sont discutées.

Sur des lieux où les feux sont fréquents, *Eragrostis tremula* est indicatrice. *Aristida mutabilis* et *Aristida sieberiana* sont par ailleurs de petite hauteur au contraire de *Cenchrus biflorus* qui, lorsqu'elle est présente, est de plus grande taille. Lorsque sur ces lieux le passage du dernier feu est précoce, *Aristida funiculata* est indicatrice et *Schoenefeldia gracilis* est abondante, la dernière supplantant même *A. mutabilis*. La présence de *C. biflorus* et *S. gracilis* joue en la faveur de l'alimentation de l'oryx durant la saison des pluies (§ 2.4.1.2.d). Par ailleurs, *S. gracilis*, *E. tremula* sont capable de germer à partir d'un faible apport d'eau, et ce, probablement grâce à l'usure de l'enveloppe de la graine par les intempéries et perturbations, la première étant encore plus résistante à la sécheresse que la seconde. La graine de *C. biflorus*, de par sa morphologie épineuse, est facilement intégrée dans le sol et germe, peu importe l'apport d'eau (Elberse et Breman, 1990). Etant parfois très haute, sa combustion apporte des nutriments au sol et ses graines sont entre-autre zoochores (Ahmed et al., 2007) tirant donc avantage de la présence des consommateurs.

Au contraire lorsque le passage du feu est rare, *Cenchrus biflorus* est indicatrice. Elle est de petite taille et abondante, comme les espèces pérennes et/ou cespiteuses telles que *Aristida sieberiana* de grande hauteur, ainsi que *Panicum turgidum*, particulièrement important pour l'hydratation de l'oryx durant la saison sèche (§ 2.4.1.2.d). Cette constatation est cependant contradictoire avec les tendances évoquées dans l'aperçu de l'influence des feux sur les traits des espèces (§ 2.4.3.5.a). Ceci pourrait être dû à une reprise plus aisée de ces espèces après le passage du feu lorsqu'il est rare, ou encore à la non prise en compte d'autres facteurs environnementaux pouvant influencer ces espèces. De plus, lorsque sur ces lieux de basse fréquence d'incendie, le passage du dernier feu est tardif, *Citrullus colocynthis* est particulièrement abondant. Celui-ci est capable d'un pourcentage de germination élevé lorsque l'humidité revient après de longues périodes de dormance, ainsi que sur des sols totalement recouverts de cendres (Appiah et al., 2012), il pourrait donc adopter un comportement

colonisateur après le brûlage de la végétation. Cette espèce étant de type morphologique prostré, ceci coïncide effectivement avec les notions évoquées au paragraphe 2.4.3.5.a.

La production de biomasse en fonction de certaines espèces est aussi variable selon les régimes de feux. On notera notamment sur les sites où le passage du dernier feu est ancien, la grande taille d'*Aristida mutabilis* et la petite taille de *Cenchrus biflorus*. Par ailleurs, des feux tardifs favorisent la croissance de cette dernière mais réduit la taille d'*Aristida mutabilis* et de *Schoenefeldia gracilis*.

Enfin, la dominance d'*Aristida mutabilis* est presque unanime sur les sites inventoriés et l'abondance de *Fimbristyllis hispidula* ne semble pas influencée par les régimes de feux mais son brûlage stimule la germination des graines et apporte des nutriments au sol (Ahmed et al., 2007). De même, l'abondance d'*Indigofera colutea* se remarque sur des gradients antagonistes, faisant part de sa non-sélectivité des régimes de feux également. Cette dernière espèce ne permet donc pas nécessairement de confirmer la théorie de la reprise plus aisée des *Fabacées* après le passage du feu (§2.4.3.5.a). Ces constations pourraient être dues notamment, comme pour les variables environnementales, à des approximations trop grandes engendrées par la résolution des images satellites ou à une répétition trop faible de l'occurrence de certaines espèces.

Concernant le régime alimentaire de l'oryx, et compte tenu de la description du paragraphe 2.4.1.2.d, certaines espèces sont plus appréciées que d'autres selon la saison. Il pourrait donc apparaître notamment que l'oryx privilégie les sites fréquemment et précocement brûlés au début de la saison des pluies, afin d'y brouter les abondantes jeunes pousses de *Schoenefeldia gracilis*. De même, les zones rarement brûlées pourraient être privilégiées pour l'abondance de *Cenchrus biflorus* vers la fin de la saison des pluies ou encore pour la présence du vert *Chrozophora brochiana* à la saison chaude. Enfin, dès le début de la saison sèche, les sites tardivement et rarement brûlés pourraient être privilégiés pour l'apport hydraté essentiel du *Citrullus colocythis*.

L'échantillonnage botanique ayant été réalisé sur une portion restreinte de la RFOROA et à une seule saison de l'année, il convient de rester méfiant par rapport à d'éventuelles extrapolations. En effet, de par sa variabilité de climat, la réserve pourrait abriter de nombreuses autres espèces non recensées dans cet inventaire.

6.3.3. Comparaison des résultats

Afin de conclure de façon globale les résultats obtenus via les trois objectifs de cette étude, une comparaison des cartographies produites de l'occupation du sol et des régimes de feux est effectuée.

a)

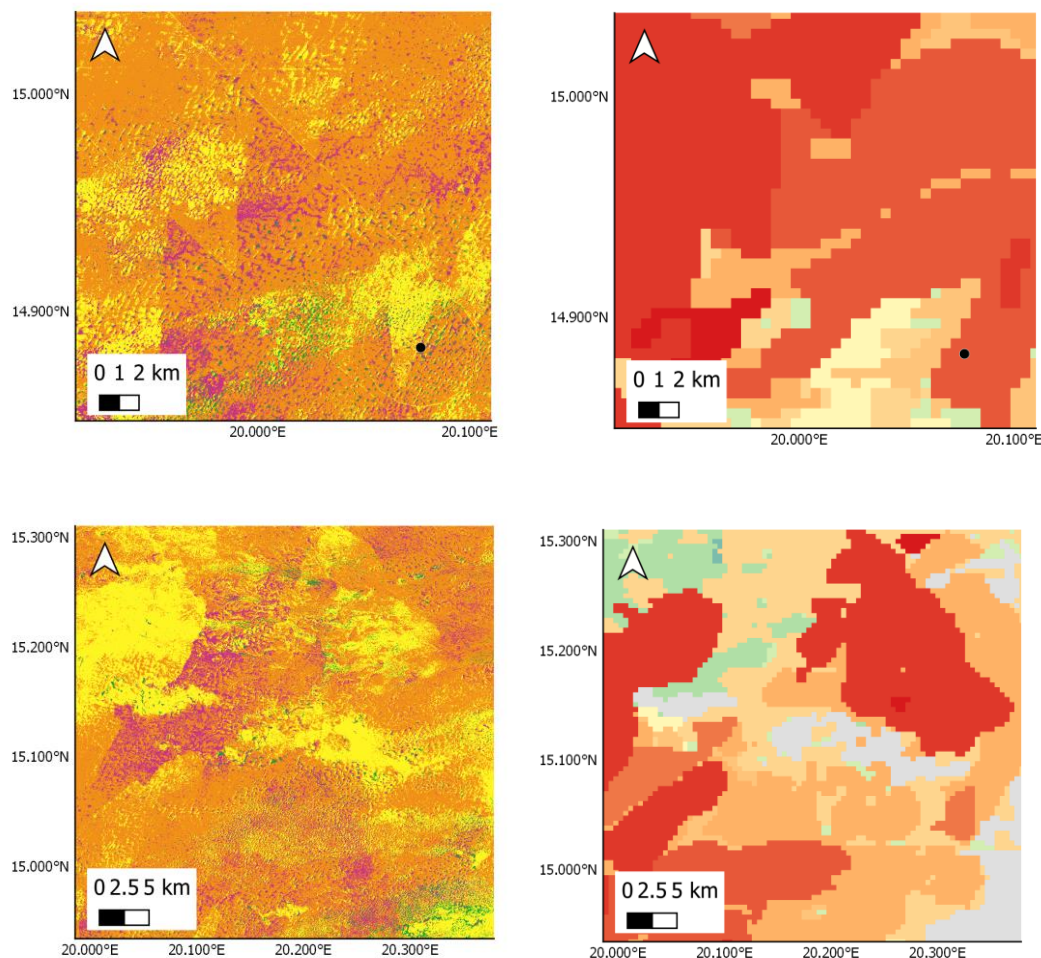


Figure 26 - Comparaison de la cartographie de 4 classes d'occupation du sol et de la cartographie du régime de retour du feu.

Par l'observation de la figure 26 on constate des correspondances entre les limites des feux récents ou absents et celles du sol nu. Celles-ci sont particulièrement flagrantes au niveau des pare-feux formant une mosaïque dentée.

Afin de quantifier ces similitudes, une mise en relation de la distribution des régimes de feux et des classes d'occupation du sol cartographiées a été effectuée sur l'étendue de la zone noyau parcourue par les oryx. Un échantillonnage systématique d'un point par centre de pixel MODIS Burned Area a été retenu. Les résultats sont observables à la figure 27.

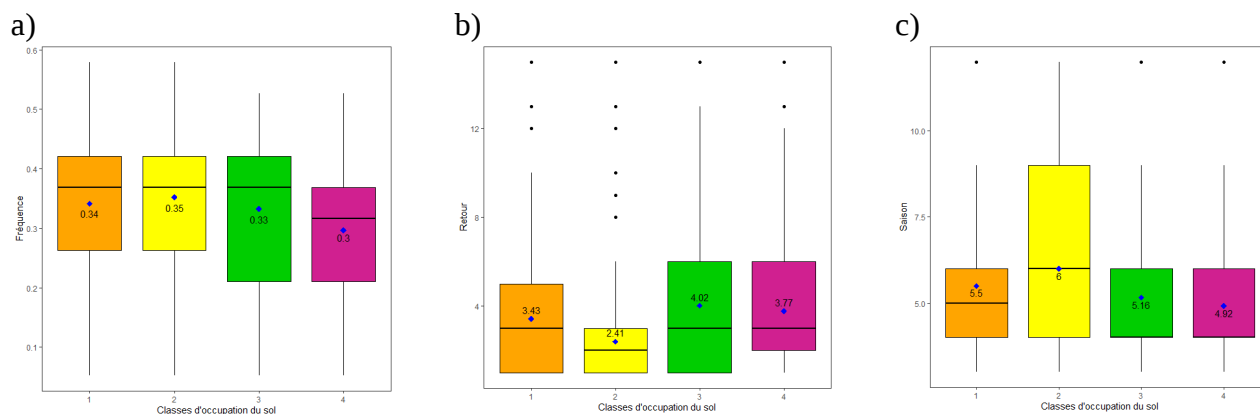


Figure 27 - Distribution des régimes de feu en fonction de la classe d'occupation du sol identifiée au sein du domaine vital (50%) des oryx de la RFOROA. a) Fréquence ;b) Retour, exprimé en nombre d'années ; c) Saisonnalité, exprimée en mois de août à juillet ; orange, Herbacée ; jaune, Sol nu ; vert, Arbre ; rose, Buisson.

Bien qu'il convienne de rester prudent concernant l'analyse de cette figure basée sur des approximations, certaines constatations peuvent appuyer les discussions des sections précédentes :

L'observation de la figure 27a permet de constater que la fréquence des feux a peu d'influence sur la répartition des classes identifiées. La classe « Buisson » se démarque cependant avec des fréquences moyennes de brûlage inférieures aux autres classes. Ceci pourrait s'expliquer par sa présence privilégiée dans les creux inter-dunaires plus humides (§ 2.4.2.3.). De plus, on observe que seules les classes « Herbacée » et « Sol nu » atteignent les maxima de fréquences les plus élevés.

L'analyse du régime de retour de feu permet d'identifier une répartition des zones de sol nu qui se démarquent majoritairement où le passage du feu est récent. Ceci laisse penser à une régénération de la végétation n'ayant pas encore été initiée (§ 2.4.3.5.a). Les valeurs maximales de retour sont rencontrées dans la classe Arbre.

Par l'observation de la distribution du régime de saisonnalité, la classe de sol nu se démarque à nouveau. En effet, c'est sur les zones de cette occupation qu'on trouve la plus grande variété de saisonnalité de feu. Aussi, la tardiveté des feux semble affecter particulièrement la végétation qui ne pousse que très peu dans ces zones (§ 2.4.3.4.c).

Conclusions

De nos jours, la problématique des feux de brousse est l'une des perturbations majeures des écosystèmes de la région du Sahel. Cependant, leur impact à petites et grandes échelles spatio-temporelles sur les milieux, la flore et la faune régionale déjà menacée, est encore peu connu et les projets de conservation qui émergent ont un réel besoin de connaissances précises afin d'orienter leur gestion.

Un aperçu du contexte général de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé – Ouadi Achim a été dressé. Celui-ci a permis d'identifier les enjeux critiques de la réserve qui risqueraient de compromettre les actions de conservation et notamment l'efficacité sur le long terme de la réintroduction de l'oryx algazelle, espèce actuellement considérée comme éteinte à l'état sauvage. Ces enjeux sont directement liés aux causes d'allumage et de propagation des feux de brousse, principalement par l'intermédiaire d'accidents d'origine anthropique et de la disponibilité du combustible végétal.

L'usage de la télédétection comme outil d'analyse à grande échelle spatiale et temporelle a permis de constater des tendances dans les réponses aux objectifs assignés à cette étude.

Le premier objectif, consistant en la « cartographie de l'occupation du sol et comparaison d'images satellites » a été atteint à l'aide de la télédétection. Différentes images ont été utilisées et classifiées selon le même processus de classification « Random Forest ». Les résultats ont été comparés et le modèle basé sur 4 classes d'occupation du sol et les images Sentinel-2 a été retenu et extrapolé à l'ensemble de la réserve en y ajoutant les images radar Sentinel-1. Une carte d'occupation du sol de la réserve a été produite, bien que des confusions subsistent tout de même entre les couverts herbacés et de sol nu et entre les classes d'arbres et de buissons. La véracité de la cartographie générale de la RFOROA reste à vérifier sur le terrain mais son utilisation permettra d'avoir un point de vue global sur la végétation présente et de mieux connaître les zones peu accessibles de la réserve.

Le deuxième objectif consistant en l'« analyse de l'historique des feux de 2001 à 2019 » a été réalisé à l'aide de la télédétection également. Un traitement des images MODIS de surfaces brûlées entre 2001 et 2019 a été effectué. Trois cartographies ont été établies pour l'ensemble de la réserve, chacune correspondant à un régime de feu sélectionné : fréquence, retour et saisonnalité. On constate que les feux se localisent principalement dans le Sud-Est de la Réserve et sont totalement absents des zones désertiques. Un pic accru d'incendie est constaté au cours des mois d'octobre et novembre ainsi qu'une absence quasi-totale durant la saison des pluies, en juillet et août. L'absence de feux dans la zone Ouest, pourtant signalée comme végétalisée, reste inexpliquée mais l'hypothèse de la discontinuité du couvert dû à la pression de pâturage est soulevée.

Une fois le domaine vital des oryx réintroduits identifié, le troisième objectif consistant en l'« analyse de la végétation dans les zones parcourues par l'oryx en lien avec l'historique des feux » a pu être conduit. Celui-ci a consisté en un échantillonnage botanique d'abondances et de hauteurs d'espèces au sein du domaine vital et selon les deux formations végétales sélectionnées (« ARI » et « CIT »). Les variables environnementales ont été mises en relation et les données d'abondance récoltées ont été traitées par une Analyse en Coordonnées Principales. Les régimes de fréquence et de retour sont fortement dépendants, de même que l'abondance de sol nu et celle de litière. L'influence des feux sur les espèces est telle que dans les zones de feux fréquents, *Eragrostis tremula* est indicatrice et *Cenchrus biflorus* est favorisée. De même, là où les feux sont à la fois fréquents et précoces, *Aristida funiculata* est indicatrice et *Schoenefeldia gracilis* est abondante. Parmi elles, *C. biflorus* et *S. gracilis* semblent être très appréciées des oryx durant la saison des pluies. Au contraire, sur les zones où les événements de feu sont rares, *Aristida sieberiana* semble favorisée et lorsqu'à ce critère se

rajoute celui de la tardiveté des feux, *Citrullus colocynthis* est particulièrement abondante. La présence d'*Aristida mutabilis* est quasiment unanime sur chacun des sites et sa hauteur est favorisée par l'ancienneté et la précocité des feux. Dans la région inventoriée, les modalités des régimes de feux semblent donc sélectionner les espèces de la strate herbacée. De ce fait, compte tenu des préférences alimentaires de l'oryx, celui-ci pourrait privilégier certaines zones aux régimes de feux particuliers. Notamment les sites fréquemment et précocement brûlés au début de la saison des pluies, afin d'y brouter les abondantes jeunes pousses de *Schoenfeldia gracilis*, ou encore les sites tardivement et rarement brûlés, tout au long de la saison sèche, qui pourraient être privilégiés pour l'apport hydraté essentiel du *Citrullus colocynthis*.

Enfin, une comparaison entre la cartographie de l'occupation du sol et celle des régimes de feux au sein du domaine vital des oryx réintroduits a été effectuée. Celles-ci indiquent l'abondance de la végétation buissonnante dans des zones plus rarement brûlées ainsi que la présence accrue de sol nu pour les zones récemment ou tardivement brûlées.

Concernant la gestion, à court terme, il semble important de limiter la propagation des feux, et particulièrement les feux tardifs, qui ont tendance à supprimer le couvert végétal et à diminuer la biomasse des pâturages de l'oryx notamment. A plus long terme, la réponse est complexe car la variété des régimes de feu génère une variété des espèces végétales qui s'y développent. Cependant il apparaît dans cette étude que l'occurrence actuelle des feux n'est pas naturelle et que les écosystèmes risquent d'en être affectés notamment par la régression d'*Aristida mutabilis*, l'espèce de la strate herbacée la plus commune. Une constatation similaire peut être faite pour les espèces essentielles à l'hydratation de l'oryx. Quant aux méthodes de luttes, il apparaît que les pare-feux mis en place soient efficaces. Cependant, avec l'extension attendue du domaine vital des oryx et leurs migrations potentielles, une équipe de lutte contre les feux divisée en plusieurs points stratégiques pourrait être une solution efficace. Ces points stratégiques pourraient être situés en zones fréquemment soumises aux feux ou dans les zones « à risque » de par leur fréquentation anthropique. Au contraire, les zones identifiées comme végétalisées mais ne subissant pas l'occurrence du feu, doivent être visitées. Si l'hypothèse du surpâturage se confirme sur ces lieux, ceux-ci pourraient alors rester à la disposition des éleveurs, les dissuadant par la même de parvenir aux pâturages de l'oryx et d'y accentuer les menaces que la réserve connaît aujourd'hui.

Les réponses aux objectifs fixés sont donc complexes à interpréter. Les cartographies de l'occupation du sol et de la distribution des feux au sein de la RFOROA apportent des connaissances nouvelles. Cette étude pourrait donc constituer une bonne base à la compréhension des écosystèmes soumis aux régimes de feux ainsi qu'à la gestion des feux de brousse dans les aires protégées du Sahel. Elle ouvre également de nombreuses perspectives de recherches appliquées en relation avec ces étonnants phénomènes que sont les feux de brousse.

Bibliographie

- Adey S.A., Zine El-Abidine A., Ali Mustapha M., Oumar A.M., Ziri R., Barhadda N., Laaribya S. et Gmira N., 2018. Analyse de l'évolution des formations végétales forestières et préforestières du Sahel : cas des régions du Ouaddaï et du Wadi-Fira au Tchad. *Physio-Géo* **12**, 79–103.
- Aghakouchak A., Chiang F., Huning L.S., Love C.A., Mallakpour I., Mazdiasni O., Moftakhari H., Papalexiou S.M., Ragno E. et Sadegh M., 2020. Climate Extremes and Compound Hazards in a Warming World. *Annu. Rev. of Earth Planet. Sci.* **48**, 519–548.
- Ahmed H.E. et Ali E.E., 2011. Effect of burning on vegetation and range carrying capacity in clay and sandy soils in north Kordofan State, Sudan. *J. Sci. Technol.* **12**(2), 62–69.
- Ahmed H.E., Ali E.E. et Zaroug M.G., 2007. Ecological Effects of Fire on Soil and Vegetation in North Kordofan, Sudan.
- Al-Hawshabi O., Al-Meisari M. & El-Naggar S., 2017. Floristic composition, life-forms and biological spectrum of Toor Al-Baha District, Lahej Governorate, Yemen. *Curr. Life Sci.* **3**(4), 72–91.
- Andreae M.O., 1993. Global Distribution of Fires Seen from Space. *Eos (Washington. DC)*. **74**(12), 129–144.
- Appiah C., Tsuyuzaki S. et Castel D.J., 2012. Post fire restoration study of ash and moisture variation effects on seed germination of *Citrullus colocynthis* and *Vigna unguiculata*. *Reasearch J. Seed Sci.* **5**(4), 126–135.
- Archibald S., Hempson G.P. et Lehmann C., 2019. A unified framework for plant life-history strategies shaped by fire and herbivory. *New Phytol.* **224**, 1490–1503.
- Aubreville A., 1957. Accord à Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois Forêts des Trop.* **51**, 23–27.
- Ba A.H., 2007. Acteurs et territoires du Sahel : Rôle des mises en relation dans la recomposition des territoires., Lyon : ENS Editions.
- Bannari A., Morin D., Bonn F. et Huete A.R., 1995. A review of vegetation indices. *Remote Sens. Rev.* **13**(1–2), 95–120.
- Barbosa P.M., Stroppiana D., Grégoire J.-M. et Pereira J.M., 1999. An assessment of vegetation fire in Africa (1981-1991): Burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Glob. Biochem. Cycles* **13**(4), 933–950.
- Barnes R.F., Nelson C.J., Moore K.J. et Collins M., 2007. *Forages: The science of grassland agriculture*. Blackwell ed., 1–808.
- Bartsch A., Widhalm B., Leibman M., Ermokhina K., Kumpula T., Skarin A., Wilcox E.J., Jones B.M., Frost G. V., Höfler A. et Pointner G., 2020. Feasibility of tundra vegetation height retrieval from Sentinel-1 and Sentinel-2 data. *Remote Sens. Environ.* **237**, 19.

- Bassene C., Mbaye M.S., Camara A.A., Kane A., Gueye M., Sylla S., Sambou B. & Noba K., 2014. La flore des systèmes agropastoraux de la Basse Casamance (Sénégal) : cas de la communauté rurale de Mlomp. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **8**(5), 2258–2273.
- Bassett T.H., 1975. Oryx and Addax in Chad. *Oryx* **13**(1), 50–51.
- Basu P., 2013. Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction: Practical Design and Theory, Elsevier Inc., San Diego, 1–530.
- Bates B., Kundzewicz Z.W., Wu S. et Palutikof J., 2008. Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 1–210.
- Belgiu M. et Drăgut L., 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **114**, 24–31.
- Bell T.L., Stephens S.L. et Moritz M.A., 2013. Short-term physiological effects of smoke on grapevine leaves. *Int. J. Wildl. Fire* **22**, 933–946.
- Ben Hassine M., Delepierre S. et Sharma P., 2019. Chad: Selected issues, International Monetary Fund, Washington D.C., 38.
- Berhan T.G.E. et Edwards S., 2010. *Africa's potential for the ecological intensification of agriculture*, Climate change and food systems resilience in sub-saharan Africa. FAO ed.
- Bond W. et van Wilgen B., 1996. *Fire and Plants*. ChapmanetHall ed., London, UK, 263.
- Bond W.J. et Keeley J.E., 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS Ecol. Evol.* **20**(7), 387–394.
- Bouchez C., Deschamps P., Goncalves J., Hamelin B., Mahamat Nour A., Vallet-Coulomb C. et Sylvestre F., 2019. Water transit time and active recharge in the Sahel inferred by bomb-produced ³⁶Cl. *Sci. Rep.* **9**(1), 1–8.
- Boudet G., 1974. Les Pâturages et l'Élevage - Réunion régionale sur la Recherche écologique intégrée et la formation dans la région du Sahel. *Unesco*.
- Boudet G., 1975. *Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères*, Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux. Ministère de la Coopération ed., Paris, France, 255.
- Bourlière F. et Hadley M., 1970. The Ecology of Tropical Savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1**, 125–152.
- Bousbih S., Zribi M., Lili-Chabaane Z., Baghdadi N., El Hajj M., Gao Q. et Mougenot B., 2017. Potential of sentinel-1 radar data for the assessment of soil and cereal cover parameters. *Sensors* **17**(2617), 18.
- Breman H., Ketelaars J.J.M.H., van Keulen H. et De Ridder N., 1991. *Manuel sur les pâturages des pays sahéliens*, Evaluation, Wageningen, Pays-Bas, 1–569.
- Brito J.C., Durant S.M., Pettorelli N., Newby J., Canney S., Algadafi W., Rabeil T., Crochet P.A., Pleguezuelos J.M., Wachter T., de Smet K., Gonçalves D.V., da Silva M.J.F., Martínez-Freiria

- F., Abáigar T., Campos J.C., Comizzoli P., Fahd S., Fellous A., Garba H.H.M., Hamidou D., Harouna A., Hacha M.H., Nagy A., Silva T.L., Sow A.S., Vale C.G., Boratyński Z., Rebelo H. et Carvalho S.B., 2018. Armed conflicts and wildlife decline: Challenges and recommendations for effective conservation policy in the Sahara-Sahel. *Conserv. Lett.* **11**(5), 1–13.
- Brugière D. et Scholte P., 2013. Biodiversity gap analysis of the protected area system in poorly-documented Chad. *Journal for Nature Conservation* **21**(5), 286–293.
- Brundu G. et Camarda I., 2013. The Flora of Chad: a checklist and brief analysis. *PhytoKeys* **23**(0), 1–18.
- Bucini G. et Lambin E.F., 2002. Fire impacts on vegetation in Central Africa : a remote-sensing-based statistical analysis. *Appl. Geogr.* **22**, 27–48.
- Cannon H., Magnuson W., Long R., Hollings E., Inouye D., Stevenson A., Ford W., Riegle D., Exon J., Heflin H., Packwood B., Goldwater B., Schmitt H., Danforth J., Kassebaum N., Pressler L., Warner J., Sarvis A., Hall E., Konkel R., Gehrig J., Diefenderfer W. et Kovach G., 1980. *Transition planning for the operational civil remote sensing satellite system.*
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Barnosky A.D., García A., Pringle R.M. et Palmer T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* **1**(5), 1–5.
- César J. & Chatelain C., 2019. *Flore illustrée du Tchad*. Jardin Botaniques Conservatoire et de la Ville de Genève, Université de N'Djaména, Coopération Suisse au Tchad eds., Chambésy, Suisse, 1–767.
- Chuvieco E., Lizundia-loiola J., Pettinari M.L., Ramo R., Padilla M., Tansey K., Mouillot F., Laurent P., Storm T. & Heil A., 2018. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies. *Earth Syst. Sci. Data* **10**, 2015–2031.
- Climate-Data, 2012. Climat: Tchad. <https://fr.climate-data.org/afrique/tchad-59/>, (04/07/2020).
- Collins, 2020. Definition of “Wildfire.” <https://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/wildfire>, (24/05/2020).
- Commission du Bassin du Lac Tchad, 2016. Le Bassin du Lac Tchad. <http://www.cbtl.org/fr/le-bassin-du-lac-tchad>, (03/05/2020).
- Connell J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*. **199**(4335), 1302–1310.
- CSA, 1956. La classification de Yangambi des formations végétales africaines. *Eur. Parliam.* 1996. https://www.europarl.europa.eu/workingpapers/agri/s5-0-1-a_fr.htm, (16/05/2020).
- Dami A., Ayuba H.K. et Bila M., 2012. Analysis of the Relationship between Wildfire Occurrences and Population Trend within the Shores of Lake Chad Basin Using Geoinformation. *J. Geogr. Geol.* **4**(1), 49–55.
- Danin A., 2020. Flora of Israel Online. *Jerusalem Bot. Gard.* <https://flora.org.il/en/plants/>, (15/07/2020).

- De Sales F., Xue Y. et Okin G.S., 2015. Impact of burned areas on the northern African seasonal climate from the perspective of regional modeling. *Clim. Dyn.* **47**(11), 21.
- Deblauwe V., Barbier N., Couteron P., Lejeune O. et Bogaert J., 2008. The global biogeography of semi-arid periodic vegetation patterns. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **17**, 715–723.
- Dechoz C., Poulain V., Massera S., Languille F., Greslou D., de Lussy F., Gaudel A., L’Helguen C., Picard C. et Trémas T., 2015. Sentinel 2 global reference image. *Image Signal Process. Remote Sens.* **XXI** **9643**, 14.
- Depierre D. et Gillet H., 1971. Désertification de la zone sahélienne au Tchad (Bilan de dix années de mise en défens). *Bois Forêts des Trop.* **139**, 25.
- Descoings B., 1973. Les Formations herbeuses africaines et les définitions de Yangambi considérées sous l’angle de la structure de la végétation. *Andanson* **13**(4), 391–421.
- Descoings B., 1975. Les Types morphologiques et biomorphologiques des espèces graminoides dans les formations herbeuses tropicales. *Nat. Monspel.* **25**, 23–35.
- Devillers P. et Devillers-Terschuren J., 2006. Oryx dammah. In: *Antilopes Sahélo-Sahariennes. Statuts et Perspectives*. UNEP/CMS Secretariat, 13–38.
- Devineau J., Fournier A. et 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). *J. Arid Environ.* **74**(9), 1092–1101.
- Dewitte O., Jones A., Spaargaren O., Breuning-madsen H., Brossard M., Dampha A., Deckers J., Gallali T., Hallett S., Jones R., Kilasara M., Le P., Michéli E., Montanarella L., Thiombiano L., Ranst E. Van, Yemefack M. et Zougmore R., 2013. Harmonisation of the soil map of Africa at the continental scale. *Geoderma* **211–212**, 138–153.
- Doerr S.H. et Santín C., 2016. Global trends in wildfire and its impacts : perceptions versus realities in a changing world. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **371**, 1–9.
- Dolan J.M., 1966. Notes on the scimitar-horned oryx, Oryx dammah (Cretzschmar, 1826). *Conservation* 219–229.
- Doumenge C., Palla F., Scholte P. H.H.F. et L., 2015. Aires protégées d’Afrique centrale - Etat 2015. OFAC, Kinshasa, République Démocratique du Congo Yaoundé, Cameroun 229–249.
- Duhem B. et Cornu F., 2019. Etude diagnostique du contexte socio-économique et culturel de la Réserve de Faune de Ouadi Rimé - Ouadi Achim République du Tchad, 98.
- Durant S.M., Bashir S., Woodroffe R., Wachter T., Ornellas P. De, Ransom C. et Newby J., 2014. Fiddling in biodiversity hotspots while deserts burn ? Collapse of the Sahara ’ s megafauna. 14.
- Earth Engine, 2020a. FIRMS: Fire Information for Resource Management System. *Earth Engine Data Cat.* <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/FIRMS>, (24/06/2020).
- Earth Engine, 2020b. MCD64A1.006 MODIS Burned Area Monthly Global 500m. *Earth Engine Data Cat.* <https://developers.google.com/earth->

engine/datasets/catalog/MODIS_006_MCD64A1#
description, (24/06/2020).

- Eisfelder C., Kuenzer C. et Dech S., 2012. Derivation of biomass information for semi-arid areas using remote-sensing data. *Int. J. Remote Sens.* **33**(9), 2937–2984.
- Ekaya W., 2005. The shift from mobile pastoralism to sedentary crop-livestock farming in the drylands of eastern Africa : Some issues and challenges for research. *African Crop Sci. Conf. Proc.* **7**, 1513–1519.
- Elberse W.T. et Breman H., 1990. Germination and establishment of Sahelian rangeland species: effects of water availability. *Oecologia* **85**, 32–40.
- ESA, 2020a. Observation Scenario: archives. *Sentin. Online.* <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-1/observation-scenario/archive>, (02/07/2020).
- ESA, 2020b. Sentinel-1 SAR - Overview. *Sentin. Online.* <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-1-sar/overview>, (21/06/2020).
- ESA, 2020c. Sentinel-2 MSI - Overview. *Sentin. Online.* <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/overview>, (21/06/2020).
- FAO, 2013. Tchad: Document Cadre de Programmation Pays 2012-2016, 50.
- Felix-Henningsen P. et Mauz B., 2004. Paleoenvironmental significance of soils on ancient dunes of the northern Sahel and southern Sahara of Chad. *Die Erde* **3–4**, 321–340.
- Fern K., 2019. Useful Tropical Plants. *Useful Trop. Plants Database.* <http://tropical.theferns.info/>, (15/05/2020).
- FIRMS, 2020. FIRMS. NASA. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>, (26/07/2020).
- Fischer R.A. et Turner N.C., 1978. Plant productivity in the arid and semiarid zones. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **29**, 277–317.
- Flores-Anderson A., Herndon K., Thapa R. et Cherrington E., 2019. *SAR Handbook: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation*, THE SAR HANDBOOK: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation, 1–307.
- Foster C., Hallam H. et Mason J., 2016. Orbit determination and differential-drag control of Planet Labs cubesat constellations. *Adv. Astronaut. Sci.* **15**(524), 13.
- Freemantle T.P., Wachter T., Newby J. et Pettoirelli N., 2013. Earth observation: Overlooked potential to support species reintroduction programmes. *Afr. J. Ecol.* **51**, 482–492.
- Garba I., Touré I., Ickowicz A., Cesaro J.D. et Toutain B., 2012. Suivi des feux de brousse au Sahel. *Système d'information sur le Pastor. au Sahel* 12–13.
- Garmin, 2011. Serie GPSMAP 62 ®: Manuel d'utilisation, Garmin International, Inc.

- Gaudin R. et Diarra A., 1995. Les mécanismes physiologiques C3 , C4 et CAM mis en œuvre par les plantes en milieu sahélien et quelques aspects génétiques de leur régulation. Niamey, Niger, 1–8.
- Giglio L., Boschetti L., Roy D. et Humber M., 2016. Collection 6 MODIS Burned Area Product User's Guide Version 1.0, MODIS, 1–26.
- Giglio L., Loboda T., Roy D.P., Quayle B. et Justice C.O., 2009. Remote Sensing of Environment An active- fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sens. Environ.* **113**, 408–420.
- Gilbert T. et Woodfine T., 2005. La Biologie , l'Élevage et la Conservation de l'Oryx Algazelle (Oryx dammah). *Marwell Preserv. Trust* iii + 1-107.
- Gilbert T., 2017. International studbook for the scimitar-horned oryx Oryx dammah. (Twelfth edition). *Marwell Wildl.* 1–891.
- Gillet H., 1960a. Etude des pâturages du Ranch de l'Ouadi Rimé (Tchad) - Première partie. *J. Agric. Trop. Bot. Appl.* **7**(11), 465–528.
- Gillet H., 1960b. Etude des pâturages du Ranch de l ' Ouadi Rimé (Tchad) - suite et fin. *J. Agric. Trop. Bot. Appl.* **7**(12), 615–708.
- Gillet H., 1965. *L'Oryx algazelle et l'Addax au Tchad*, La Terre et la vie, N°3, Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, 257–272.
- Gu F., 2010. Dynamic data driven application system for wildlife spread simulation.
- Harris G., Thirgood S., Hopcraft J.G.C., Crooms J.P.G.M. et Berger J., 2009. Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. *Endanger. Species Res.* **7**, 55–76.
- He T., Lamont B.B. et Pausas J.G., 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev.* **28**.
- Hengl T., Jesus J.M. De, Macmillan R.A., Batjes N.H., Heuvelink G.B.M., Ribeiro E., Samuel-rosa A., Kempen B., Leenaars J.G.B., Walsh M.G. et Gonzalez M.R., 2014. SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLoS One* **9**(8), 17.
- Hiernaux P. et Le Houérou H.N., 2006. Les parcours du Sahel. *Secheresse* **17**(1–2), 1–21.
- Higgins K.F., Jenkins K.J., Clambey G.K., Uresk D.W. et Naugle D.E., 2012. Vegetation Sampling and Measurement. In: Iowa State University ed. *Selected Works, Klaver R.* 381–409.
- Higgins S.I., Bond W.J., Winston S. et Trollope W., 2000. Fire , resprouting and variability : a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *J. Ecol.* **88**, 213–229.
- Hilton-Taylor C., 2000. *Threatened Species*, 2000 IUCN Red List of Threatened Species., Gland, Switzerland et Cambridge, UK, xviii–61.
- Imperatore P., Azar R., Calo F., Stroppiana D., Brivio P.A., Lanari R. et Pepe A., 2017. Effect of the vegetation fire on Backscattering: an investigation based on Sentinel-1 observations. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **15**.

- ISRIC, 2020. Soil Grids - World Reference Base (2006) Soil Groups. https://soilgrids.org/#!/layer=ORCDRC_M_sl2_250metvector=1
- IUCN Species Survival Commission, 1990. Biodiversity in Sub-Saharan Africa and its Islands - Conservation, Management and Sustainable Use, IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN, 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org>, (19/06/2020).
- Jacqueminet C. et Méring C., 1989. Définition d'indicateurs morphologiques sur des images satellitaires du Sahel. *Photo-interprétation* 5-6(3), 23-28.
- Jamali S., Seaquist J., Eklundh L. et Ardö J., 2014. Automated mapping of vegetation trends with polynomials using NDVI imagery over the Sahel. *Remote Sens. Environ.* **141**, 79-89.
- Jamali S., Seaquist J., Eklundh L. et Ardö J., 2014. Automated mapping of vegetation trends with polynomials using NDVI imagery over the Sahel. *Remote Sens. Environ.* **141**, 79-89.
- Jan F., Schüller L. & Behling H., 2015. Trends of pollen grain size variation in C3 and C4 Poaceae species using pollen morphology for future assessment of grassland ecosystem dynamics. *Grana* **54**(2), 129-145.
- Justice B.O. et Hiernaux P.H.Y., 1986. Monitoring the grasslands of the Sahel using NOAA AVHRR data: Niger 1983. *International Journal of Remote Sensing* **7**(11), 1475-1497.
- Kamil H., Deteurtre G. et Le Masson A., 2003. La Transhumance: Analyse d'une spatialité mouvante de l'élevage au Tchad.
- Kammerud T.A., 1996. Soil impact on satellite based vegetation monitoring in Sahelian Mali. *Geogr. Ann. Ser. A, Phys. Geogr.* **78**(4), 247-259.
- Kaou K.A.K., Manzo O.L., Guimbo I.D., Karim S., Habou R. & Paul R., 2017. Diversité floristique et structure de la végétation dans la zone dunaire du sud-est du Niger : Cas de Mainé soroa. *J. Appl. Biosci.* **120**, 12053-12066.
- Karlson M. et Ostwald M., 2015. Remote sensing of vegetation in the Sudano-Sahelian zone: A literature review from 1975 to 2014. *J. Arid Environ.* **124**, 257-269.
- Kaya E., Agca M., Adiguzel F. et Cetin M., 2019. Spatial data analysis with R programming for environment. *Hum. Ecol. Risk Assess. An Int. J.* **10**.
- Krebs P., Pezzatti G.B., Mazzoleni S., Talbot L.M. et Conedera M., 2010. Fire regime: History and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory Biosci.* **129**, 53-69.
- Kumar L. et Mutanga O., 2017. Remote sensing of above-ground biomass. *Remote Sens.* **9**(935), 8.
- Lafontaine R.-M., Beudels-Jamar R.C., Devillers P. et Wachter T., 2006. Gazella dorcas. In: *Antilopes Sahélo-Sahariennes. Statuts et Perspectives*. UNEP/CMS Secretariat, 93-128.
- Lambinon J. et Verloove F., 2015. Nouvelle Flore de la Belgique, du G.-D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. Jardin botanique de Meise ed. sixième, Meise, Belgique, 1195.

- Laris P., Koné M., Dadashi S. et Dembele F., 2017. The early/late fire dichotomy: Time for a reassessment of Aubréville's savanna fire experiments. *Prog. Phys. Geogr.* **41**(1), 68–94.
- Laris P.S., 2005. Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote Sens. Environ.* **99**, 412–424.
- Larousse, 2020. Encyclopédie: Tchad. <https://www.larousse.fr/encyclopedia/pays/Tchad/146134>, (04/07/2020).
- Le Floc'h E., Dembele F. et Yossi H., 1999. Succession et diversité floristique des jeunes jachères. *La jachère en Afrique Trop. - Rôles, Aménagement, Altern.* **1**, 415–421.
- Le Houerou H.N., 1989. Definition, geographical limits, contacts with other ecoclimatic zones. In: *The Grazing Land Ecosystems of the African Sahel*.
- Leach M.K. et Givnish T.J., 1996. Ecological Determinants of Species Loss in Remnant Prairies. *Science*. **273**, 1555–1558.
- Lebrun J., 1966. Les formes biologiques dans les végétations tropicales. *Bull. la Soc. Bot. Fr.* **113**, 164–175.
- Lehsten V., Harmand P., Palumbo I. et Arneth A., 2010. Modelling burned area in Africa. *Biogeosciences* **7**, 3199–3214.
- Lentile L.B., Holden Z.A., Smith A.M.S., Falkowski M.J., Hudak A.T., Morgan P., Lewis S.A., Gessler P.E. et Benson N.C., 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *Int. J. Wildl. Fire* **15**, 319–345.
- Leprieur C., Kerr Y.H., Mastorchio S. et Meunier J.C., 2000. Monitoring vegetation cover across semi-arid regions: Comparison of remote observations from various scales. *Int. J. Remote Sens.* **21**(2), 281–300.
- Lopes M., Frison P.L., Durant S.M., Schulte to Bühne H., Ipavec A., Lapeyre V. et Pettorelli N., 2020. Combining optical and radar satellite image time series to map natural vegetation: savannas as an example. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 1–11.
- Mahmoud T., Shabana H.A. & Gairola S., 2018. First report on the flora of dams and water breakers in an arid desert of the United Arab Emirates. *Pakistan J. Bot.* **50**(6), 2301–2310.
- Mainguet M., 1999. *Aridity: Droughts and Human Development*, Heidelberg, Germany.
- Mamadou A.J., Djima T., Douma S., Inoussa M.M., Mahamane A. & Saadou M., 2020. Caractéristiques botaniques et phytochimique de *Chrozophora brocchiana* Vis . (Euphorbiaceae) : Une plante médicinale utilisée dans le traitement des diarrhées au Niger. *Int. J. Innov. Appl. Stud.* **29**(4), 926–935.
- Meneghini A., 2019. An Evaluation of Sentinel-1 and Sentinel-2 for Land Cover Classification.
- MEP-Tchad, 2012. Stratégie nationale de gestion des feux de brousse au Tchad.
- Mertes K., Stabach J.A., Songer M., Wachter T., Newby J., Chuven J., Al Dhaheri S., Leimgruber P. et Monfort S., 2019. Management Background and Release Conditions Structure Post-release Movements in Reintroduced Ungulates. *Front. Ecol. Evol.* **7**(470), 1–14.

- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis., World Resources Institute, 86.
- MODIS, 2020. MODIS data. NASA. <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/>, (26/07/2020).
- Monod T., 1954. Modes “contracté” et “diffus” de la végétation saharienne. *In*: Cloudsley-Thomson, J. ed. *Biology of Deserts*. Institute of Biology, London, UK, 35–44.
- Moody D.I., Bauer D.E., Brumby S.P., Chisolm E.D., Warren M.S., Skillman S.W. et Keisler R., 2016. Land cover classification in fused multisensor multispectral satellite imagery. *Proc. IEEE Southwest Symp. Image Anal. Interpret.* 85–88.
- Moritz M.A., Batllori E., Applications F., Bradstock R.A., Handmer J., History F. et Patterns D., 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature* **515**, 58–66.
- Mougin E., Lo Seen D., Rambal S., Gaston A. et Hiernaux P., 1995. A regional Sahelian grassland model to be coupled with multispectral satellite data. I: Model description and validation. *Remote Sens. Environ.* (52), 181–193.
- Mouillot F., Schultz M.G., Yue C., Cadule P., Tansey K., Ciais P. et Chuvieco E., 2014. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing-A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **26**, 64–79.
- Moustakas A. et Davlias O., 2020. Prescribed burning effects on savanna fire spread , intensity , and predictability 1–17.
- Mudereri B.T., Dube T., Adel-Rahman E.M., Niassy S., Kimathi E., Khan Z. et Landmann T., 2019. A comparative analysis of planetscope and sentinel sentinel-2 space-borne sensors in mapping striga weed using guided regularised random forest classification ensemble. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **42**(2/W13), 701–708.
- Mugunga B., 1987. Etude des types morphologiques et des formes biologiques de quelques espèces végétales de Kisangani (Haut-Zaïre).
- NASA, 2020. FIRMS FAQ. *Earthdata, EOSDIS*. <https://earthdata.nasa.gov/faq/firms-faq#ed-data-sources>, (23/07/2020).
- Newby J., 1978. Scimitar-horned Oryx - the End of the Line ? 219–221.
- Newby J., 1980. Can addax and oryx be saved in the sahel? *Oryx* **15**(3), 262–266. doi: 10.1017/S0030605300024662
- NextGIS, 2020. Google Satellite Hybrid - QMS. <https://qms.nextgis.com/geoservices/1135/>, (30/06/2020).
- Nilsson E., Becker P. et Uvo C.B., 2020. Drivers of abrupt and gradual changes in agricultural systems in Chad. *Reg. Environ. Chang.* **20**(75), 17.
- OECD/SWAC, 2014. An Atlas of the Sahara-Sahel: Geography, Economics and Security, West African Studies, 1–251.

- Oesterheld M., Loreti J., Semmartin M. et Paruelo J.M., 1999. Grazing, fire, and grazing effects on primary productivity of grasslands and savannas. 287–306.
- OFAC, 2020. Tchad: Cadre légal et institutionnel. https://www.observatoire-comifac.net/monitoring_system/national_indicators?year=2013&country=TC&step=2, (20/05/2020).
- Ogden R., Chuven J., Gilbert T., Hosking C., Gharbi K., Craig M., Al Dhaheri S.S. et Senn H., 2020. Benefits and pitfalls of captive conservation genetic management: Evaluating diversity in scimitar-horned oryx to support reintroduction planning. *Biol. Conserv.* **241**(108244), 1–11.
- Osborne P.E. et Seddon P.J., 2012. Selecting suitable habitats for reintroductions: variation, change and the role of species distribution modelling. In: *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. 73–104.
- Ouédraogo O., Schmidt M., Thiombiano A., Hahn K., Guinko S. & Zizka G., 2011. Magnoliophyta, Arly National Park, Tapoa, Burkina Faso. *Check List* **7**(1), 85–100.
- Pacific Biodiversity Institute, 2009. Fire Ecology. http://pacificbio.org/initiatives/fire/fire_ecology.html, (24/05/2020).
- Pal M., 2005. Random forest classifier for remote sensing classification. *Int. J. Remote Sens.* **26**(1), 217–222.
- Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J. et Hanson C.E., 2007. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability., IPCC, Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change., Cambridge, UK, 1–976.
- Pasturel M., Alexandre A., Novello A., Dièye A.M., Wélé A., Paradis L., Cordova C. et Hély C., 2016. Grass physiognomic trait variation in African herbaceous biomes. *Biotropica* **48**(3), 311–320.
- Pausas J.G. et Bond W.J., 2019. Humboldt and the reinvention of nature. *J. Ecol.* **20**.
- Peel M.C., Finlayson B.L. M.T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **11**, 1633–1644.
- Pereira M., Parente J., Amraoui M., Oliveira A. et Fernandes P., 2020. The role of weather and climate conditions on extreme wildfires. *Extrem. Wildl. Events Disasters* **3**, 72.
- Planet Labs Inc., 2020. Planet. <https://www.planet.com/products/planet-imagery/>, (21/06/2020).
- Poilecot P., 1999. *Les Poaceae du Niger: description, illustration, écologie, utilisations*. Conservatoire et Jardin botaniques ed., 1–766.
- Pyne S.J., 2001. *Fire - A brief history*. University of Washington Press ed., 204.
- Qi J., Chehbouni A., Huete A.R., Kerr Y.H. et Sorooshian S., 1994. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sens. Environ.* **48**, 119–126.

- Reenberg A., 1995. The Spatial Pattern and Dynamics of a Sahelian Agro-ecosystem - Land Use Systems Analysis Combining Household Survey with Georelated Information. *GeoJournal* **37**(4), 489–499.
- République du Tchad, 2008. Loi N°14/PR/2008 portant sur le régime des forêts, de la faune et des ressources halieutiques.
- Sabel D., Doubková M., Wagner W., Snoeij P. et Attema E., 2010. A Global Backscatter Model for C-band SAR. *ESA Living Planet Symp.*, 5.
- Saha M. V, Odorico P.D. et Scanlon T.M., 2019. Kalahari Wildfires Drive Continental Post-Fire Brightening in Sub-Saharan Africa. *Remote Sens.* **11**, 1–9.
- Sahara Conservation Fund, 2018. Projet de Réintroduction des Oryx au Tchad - Rapport annuel 2017, 85.
- Sanford W.W. et Isichei A.O., 1986. Savanna. In: Lawson, G.W. ed. *Plant Ecology in West Africa*. 95–149.
- Sayed O.H. & Mohamed M.K., 2000. Altitudinal changes in photosynthetic pathways of floristic elements in southern Sinai, Egypt. *Photosynthetica* **38**(3), 367–372.
- Schepanski K., Heinold B. et Tegen I., 2017. Harmattan, Saharan heat low and West African Monsoon circulation: Modulations on the Saharan dust outflow towards the north Atlantic. *Atmos. Chem. Phys.* **17**, 10223–10243.
- Schmidt M., König K., Müller J. V, Brunken U. & Zizka G., 2011. Modelling the distribution of photosynthetic types of grasses in sahelian Burkina Faso with high-resolution satellite data. *Ecotropica* **17**, 53–63.
- Schmitz A., 1996. Contrôle et utilisation du feu en zones arides et subhumides africaines. Conservation, C.F. ed., 211.
- Scholes R. et Archer S., 1997. Tree-Grass Interactions in Savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **28**, 517–544.
- Scott A.C., 2018. *Burning Planet: The Story of Fire Through Time*. Oxford University Press ed., 242.
- Sen Z., 2008. *Wadi Hydrology*. CRC Press ed., 368.
- Serageldin I., 1989. *Poverty, adjustment, and growth in Africa*. World Bank ed., Washington D.C., 73.
- Sibanda M., Mutanga O. et Rouget M., 2015. Examining the potential of Sentinel-2 MSI spectral resolution in quantifying above ground biomass across different fertilizer treatments. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **110**, 55–65.
- Simon M.F., Grether R., Queiroz L.P. De, Skema C., Pennington R.T. et Hughes C.E., 2009. Recent assembly of the Cerrado , a neotropical plant diversity hotspot , by in situ evolution of adaptations to fire. *PNAS* **106**(48), 20359–20364.
- Simpson K.J., Olofsson J.K., Ripley B.S. et Osborne C.P., 2019. Frequent fires prime plant developmental responses to burning. *Proc. R. Soc. Queensl. B* **286**, 1–8.

- Smith J.P., 2005. *Agrostology: An introduction to the Systematics of Grasses*, Botanical Studies. Humboldt State University ed., Arcata, California, 1–220.
- Soulé M., Bassirou I., Matalabi A. & Mahamane S., 2016. Systematic composition, Life forms and Chorology of parklands of commune of Mayahi, Niger West Africa. *Asian J. Cell Biol.* **1**, 1–11.
- Steele-Dunne S., McNairn H., Monsivais-Huertero A., Judge J., Liu P.-W. et Papathanassiou K., 2017. Radar Remote Sensing of Agricultural Canopies. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 1–25.
- The Future of Fire Consortium, 2020. Fire as a fundamental ecological process: research advances and frontiers. *J. Ecol.* **57**.
- The World Bank, 2019. The World Bank in Chad. <https://www.worldbank.org/en/country/chad/overview>, (23/04/2020).
- Tong X., Brandt M., Hiernaux P., Herrmann S., Rasmussen L.V., Rasmussen K., Tian F., Tagesson T., Zhang W. et Fensholt R., 2020. The forgotten land use class: Mapping of fallow fields across the Sahel using Sentinel-2. *Remote Sens. Environ.* **239**, 12.
- Torres R., Snoeij P., Geudtner D., Bibby D., Davidson M., Attema E., Potin P., Rommen B.Ö., Floury N., Brown M., Traver I.N., Deghaye P., Duesmann B., Rosich B., Miranda N., Bruno C., L'Abbate M., Croci R., Pietropaolo A., Huchler M. et Rostan F., 2012. GMES Sentinel-1 mission. *Remote Sens. Environ.* **120**, 9–24.
- Trumper K., Ravilious C. et Dickson B., 2008. Carbon in Drylands: Desertification, Climate Change and Carbon Finance. *A UNEP-UNDP-UNCCD* 1–12.
- Tucker C.J., Townshend J.R.G. et Goff T.E., 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science (80-)*. **227**(4685), 369–375.
- UICN/PACO, 2008. Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées: aires protégées du Tchad, 1–52.
- Unesco, 1970. Study of water resources in the Chad Basin, Paris, 1–41.
- UNHCR, 2004. République du Tchad. *Appel Glob. 2004 l'UNHCR* 70–73.
- United Nations Development Program, 2020. Chad: Human Development Indicators. *Hum. Dev. Reports*. <http://hdr.undp.org/en/countries/profiles/TCD>, (05/07/2020).
- USGS, 2020. MCD64A1 v006: MODIS/Terra+Aqua Burned Area Monthly L3 Global 500m SIN Grid. *Nasa - Earth Data*. <https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd64a1v006/>, (05/07/2020).
- Ustin S.L. et Gamon J.A., 2010. Remote sensing of plant functional types. *New Phytol.* **186**, 795–816.
- Uys R.G., Bond W.J. et Everson T.M., 2004. The effect of different fire regimes on plant diversity in southern African grasslands. *Biol. Conserv.* **118**, 489–499.

- Verhoeven E., Murray B.R., Dickman C.R., Wardle G.M. et Greenville A.C., 2020. Fire and rain are one : extreme rainfall events predict wildfire extent in an arid grassland. *Int. J. Wildl. Fire* 1–10.
- Vermeulen C., 2020. Définition d'une feuille e route pour le plan d'aménagement et de gestion de la réserve de faune de Ouadi Rimé - Ouadi Achim, 20.
- Wacher T., Newby J., Bourtchiakbe S.Z. et Banlongar F.N., 2011. Wildlife and land use survey of the Ouadi Rime–Ouadi Achim Game Reserve, Chad (Part I). *SCF/Pan-Sahara Wildl. Surv.* 5(February), 1-69
- Wheather H. A.et Al-Weshah R.A., 2002. Hydrology of Wadi systems; Technical documents in hydrology; *Unesco - Int. Hydrol. Program.* (55).
- Whelan R.J., 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press ed., 346.
- Whelan R.J., 2009. The ecology of fire - developments since 1995 and outstanding questions. *Proc. R. Soc. Queensl.* **115**, 59–68.
- White F., 1986. *La Végétation de l'Afrique*. Orstom - Unesco ed., ORSTOM et Unesco, Paris, France, 385.
- Woodfine T. et Gilbert T., 2016. The Fall and Rise of the Scimitar-Horned Oryx: A case study of ex-situ conservation and reintroduction in practice. *In: Antelope Conservation: From Diagnosis to Action.* 280–296.
- Woodward F.I., Lomas M.R. et Kelly C.K., 2004. Global climate and the distribution of plant biomes. *Philos. Trans. R. Soc. London B Biol. Sci.* **359**, 1465–1476.
- World Bank Group, 2020. GDP per capita (current US\$). <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?end=2018etlocations=TDetstart=1960etview=chart>
- World Bank Group, 2020. World Bank Data. <https://data.worldbank.org/country/chad?view=chart>, (23/04/2020).
- World Population Review, 2020. Chad population 2020 (live). <https://worldpopulationreview.com/countries/chad-population/>, (03/05/2020).
- Yu Q., Gong P., Clinton N., Biging G., Kelly M. et Schirokauer D., 2006. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* **72**(7), 799–811.
- Zhu L., Walker J.P., Ye N. et Rüdiger C., 2019. Roughness and vegetation change detection: A pre-processing for soil moisture retrieval from multi-temporal SAR imagery. *Remote Sens. Environ.* **225**, 93–106.
- ZSL, 2017. Scimitar horned oryx reintroduction to the Ouadi Rimé-Ouadi Achim Game Reserve , Chad - Technical report 2015-2017. *Zool. Soc. London* 1–58.

Annexes

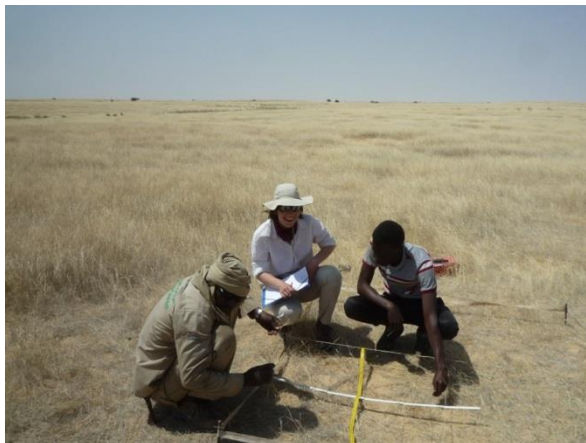
Annexe 1 - Illustration des feux de brousses dans la RFOROA © K. Abeye. De gauche à droite et de haut en bas : fumées, feux préventifs, extinction du front à l'aide de branchage ou de batte à feu, pare-feu efficace, véhicule de fraudeur piégé dans les flammes qu'il a lui-même générées, oryx algazelles sur une zone récemment brûlée.



Annexe 2 - Liste des oryx sélectionnés pour le calcul du domaine vital pour l'année 2019.

	Nom de collier	Sexe	Groupe de réintroduction
1.	43_RED	M	3
2.	44_RED	F	3
3.	06_RED	F	3,5
4.	01_RED	M	4
5.	15_RED	F	3
6.	20_BLU	F	3
7.	67_BLU	M	4
8.	07_BLU	F	3,5
9.	09_BLU	F	3
10.	69_RED	F	4
11.	43_BLU	M	4
12.	49_RED	F	4
13.	46_BLU	F	4
14.	51_BLU	M	4
15.	45_BLU	M	4
16.	50_RED	F	4
17.	53_BLU	F	4
18.	56_BLU	F	4
19.	47_RED	F	4
20.	51_RED	F	4
21.	88_RED	F	4
22.	86_RED	F	4
23.	89_RED	F	4
24.	80_BLU	F	4
25.	73_BLU	F	4

Annexe 3 – Inventaire botanique : échantillonnage par quadrats.



Annexe 4 - Herbiier *in situ* de certaines espèces couramment recensées lors de l'échantillonnage botanique. (a) comparaison entre la saison sèche (gauche) et la saison des pluies (droite) ; (b) port général (gauche) et vue rapprochée (droite).

a)

Aristida funiculata



Aristida mutabilis



Aristida sieberiana



Fimbristylis hispidula



b)

Chrozophora brocchiana



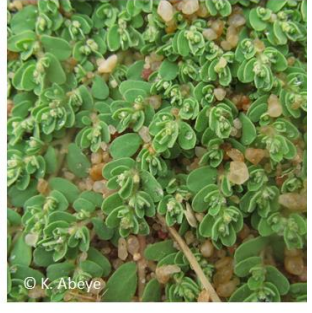
Panicum turgidum



Citrullus colocynthis



Euphorbia forsskalii



Indigofera colutea



Annexe 5 - Liste des taxons recensés et des traits spécifiques correspondants. Légende des titres : TV, Type végétatif ; TP, Type de photosynthèse ; TB, Type biologique ; TM, Type morphologique ; Légende du contenu : Ann, Annuelle ; Per, Pérenne ; Th, Thérophytes ; He, Hémicryptophyte ; Ph, Phanérophyte (nano~); Ch, Chaméphytes ; Uc, Uniculmaire ; Ce, Cespiceux ; Bu, Buissonnant ; Pr, Prostré.

Abréviation	Espèce	Famille	Classe	TV	TP	TB	TM	Nom vernaculaire arabe 2020	Références*
Arifun	<i>Aristida funiculata</i> Trin. et Rupr.	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>gô</i>	<i>a, b, c</i>
Arimut	<i>Aristida mutabilis</i> Trin. et Rupr.	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>borkobo, igedat</i>	<i>a, b, d, e</i>
Arisie	<i>Aristida sieberiana</i> Trin. ex Spreng.	Poaceae	Monocot	Per	C4	He	Ce	<i>soumama</i>	<i>a, d, e, f</i>
Cenbif	<i>Cenchrus biflorus</i> Roxb.	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>haskanit</i>	<i>a, b, d, e, g</i>
Chlpri	<i>Chloris priurii</i> Kunth	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>am ferodo</i>	<i>b, d, h, g</i>
Chrbro	<i>Chrozophora brocchiana</i> (Vis.) Schweinf.	Euphorbiaceae	Dicot	Per		Ph	Bu	<i>brombo</i>	<i>e, i</i>
Citcol	<i>Citrullus colocynthis</i> (L.) Schrad.	Cucurbitaceae	Dicot	Per	C3	He	Pr	<i>hamdal</i>	<i>j, k, l</i>
Dacaeg	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>abousahbi</i>	<i>a, b, d, e, g, m</i>
Eratre	<i>Eragrostis tremula</i> (Lam.) Hochst. Ex Steud.	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>am hoït, madjelkilab, bartabli, aben saksouk</i>	<i>a, b, d, f, h</i>
Eupfor	<i>Euphorbia forsskalii</i> J. Gay	Euphorbiaceae	Dicot	Ann		Th	Pr	<i>am al leben</i>	<i>d, e, j</i>
Fimhis	<i>Fimbristylis hispidula</i> (Vahl) Kunth	Cyperaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Ce	<i>am himeroun, echoub</i>	<i>b, d, e, f</i>
Helram	<i>Heliotropium ramosissimum</i> (Lehm.) DC.	Boraginaceae	Dicot	Per		Ch	Bu	<i>rèbètè</i>	<i>f, n, o</i>
Indcol	<i>Indigofera colutea</i> (Burm. f.) Merr.	Fabaceae	Dicot	Ann-per		Th	Bu	<i>am habess</i>	<i>l, n, p</i>
Pantur	<i>Panicum turgidum</i> Forssk.	Poaceae	Monocot	Per	C4	Ch	Ce	<i>toumam</i>	<i>c, d, f, j, m</i>
Schpap	<i>Schmidtia pappophoroides</i> Steud.	Poaceae	Monocot	Ann-per		He	Uc	<i>afni</i>	<i>c, f</i>
Schgra	<i>Schoenefeldia gracilis</i> Kunth	Poaceae	Monocot	Ann	C4	Th	Uc	<i>am ferodo, igedat</i>	<i>a, b, c, d, g</i>
Teppur	<i>Tephrosia purpurea</i> (L.) Pers.	Fabaceae	Dicot	Ann-per	C3	Ch	Bu	<i>krebit al goss</i>	<i>d, n</i>
Tanoum	<i>Epaltes / Litogyne sp</i>	Asteraceae	Dicot				Bu	<i>tanouma</i>	
Amriha							Bu	<i>am rihan</i>	
Khashe							Uc	<i>hasheina</i>	
Khatal		Fabaceae	Dicot				Bu	<i>hasheina tal goss</i>	
Endlis	<i>Bracharia sp</i>	Poaceae	Monocot				Uc	<i>endigre (f. bord lisse), brachiana, hillow</i>	
Endden	<i>Sporobolus / Tragus sp</i>	Poaceae	Monocot				Uc	<i>endigre (f. bord denté), am gogour</i>	
Khalaa		Poaceae	Monocot				Uc	<i>khala, mil</i>	
Rhabat								<i>rhabat</i>	

*a, (Schmidt et al., 2011); b, (Breman et al., 1991) ; c, (Poilecot, 1999) ; d, (Soulé et al., 2016); e, (Kaou et al., 2017); f, (César et Chatelain, 2019); g, (Gillet, 1960a) ; h, (Bassene et al., 2014); i, (Mamadou et al., 2020) ; j, (Danin, 2020); k, (Sayed et Mohamed, 2000); l, (Al-Hawshabi et al., 2017); m, (Jan et al., 2015); n, (Fern, 2019); o, (Mahmoud et al., 2018); p, (Ouédraogo et al., 2011). Ces références complètes sont reprises dans la section bibliographie.

Annexe 6 – Comparaison des distributions des régimes de feu (période 2001-2019) entre le domaine vital (50%) des oryx et l'échantillonnage botanique effectué. a) Fréquence ; b) Retour ; c) Saisonnalité.

