



HAL
open science

Le fils du Sahara et les gens de la pluie. Gestion paysanne et conservation des socioécosystèmes à acacia au Sud du Maroc.

Julien Blanco

► **To cite this version:**

Julien Blanco. Le fils du Sahara et les gens de la pluie. Gestion paysanne et conservation des socioécosystèmes à acacia au Sud du Maroc.. Biodiversité et Ecologie. AgroParisTech, 2015. Français. NNT: . tel-01388062

HAL Id: tel-01388062

<https://hal.science/tel-01388062>

Submitted on 20 May 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Doctorat ParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

**L'Institut des Sciences et Industries
du Vivant et de l'Environnement**

(AgroParisTech)

Spécialité : Ecologie

présentée et soutenue publiquement par

Julien BLANCO

le 18 décembre 2015

Le fils du Sahara et les gens de la pluie

Gestion paysanne et conservation des socioécosystèmes à acacia au Sud du Maroc

Directrice de thèse : **Florence PINTON**

Co-encadrement de la thèse : **Geneviève MICHON**

Jury

M. Gérard BALENT, Directeur de recherche, UMR Dynafor, INRA

Mme Geneviève MICHON, Directrice de recherche, UMR GRED, IRD Montpellier

Mme Florence PINTON, Professeure, UFR Sociologies, AgroParisTech

Mme Victoria REYES-GARCIA, Professeure, ICREA, Université autonome de Barcelone

M. Mohamed SABIR, Professeur, Ecole Nationale Forestière d'Ingénieurs (Maroc)

M. Thierry TATONI, Professeur, IMBE, Université d'Aix-Marseille

Président du jury

Directrice de thèse

Directrice de thèse

Rapporteure

Examineur

Rapporteur

AgroParisTech

UMR GRED, IRD Montpellier

911 avenue Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 1

Doctorat ParisTech

THESE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

**L'Institut des Sciences et Industries
du Vivant et de l'Environnement
(AgroParisTech)**

Spécialité : Ecologie

Le fils du Sahara et les gens de la pluie

**Gestion paysanne et conservation des
socioécosystèmes à acacia au Sud du Maroc**

présentée et soutenue publiquement par

Julien BLANCO

le 18 décembre 2015

Jury

M. Gérard BALENT, Directeur de recherche, UMR Dynafor, INRA

Mme Geneviève MICHON, Directrice de recherche, UMR GRED, IRD Montpellier

Mme Florence PINTON, Professeure, UFR Sociologies, AgroParisTech

Mme Victoria REYES-GARCIA, Professeure, ICREA, Université autonome de Barcelone

M. Mohamed SABIR, Professeur, Ecole Nationale Forestière d'Ingénieurs (Maroc)

M. Thierry TATONI, Professeur, IMBE, Université d'Aix-Marseille

Président du jury

Directrice de thèse

Directrice de thèse

Rapporteuse

Examineur

Rapporteur

A ma grand-mère, pour les coups de balais.

Résumé

Titre : Le fils du Sahara et les gens de la pluie. Gestion paysanne et conservation des socioécosystèmes à acacia au Sud du Maroc.

Dans les zones sèches, les arbres assurent des fonctions écologiques, socioéconomiques et culturelles majeures pour lutter contre la désertification. Pourtant, la dynamique des peuplements de *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana* – l’acacia le répandu du Sahara – ainsi que l’influence des sociétés d’agropasteurs sur ces formations demeurent mal comprises. Ce travail propose de contribuer à combler ces lacunes à travers une recherche interdisciplinaire sur les peuplements d’acacia du Maroc, dans un environnement marqué par un fort aléa climatique. Une approche ethnoécologique et sociologique a été associée à une approche écologique pour comprendre les dynamiques du socioécosystème dans lequel interagissent des Hommes et des peuplements d’acacia. Nos résultats montrent que les agropasteurs intègrent les acacias à leur système de production, grâce à des pratiques, des règles et des savoirs écologiques garants d’une cohabitation durable entre l’Homme et les arbres. Les agropasteurs façonnent et entretiennent des parcs agroforestiers dans les zones cultivées et utilisent l’acacia comme ressource pastorale de disette. En parallèle à ces activités, les peuplements d’acacia de la zone d’étude perdurent et leur maintien n’est pas menacé. Par ailleurs, la littérature scientifique et nos résultats suggèrent que les activités agropastorales contribuent positivement au renouvellement des peuplements d’acacia. L’administration forestière dresse cependant un diagnostic pessimiste sur l’état des peuplements d’acacia de la région et impose une politique descendante ne favorisant ni l’implication des populations rurales ni une conservation efficace des acacias. Forestiers et usagers convergent néanmoins autour des problèmes écologiques que pose le charbonnage, dont la lutte est entravée par un contexte sociopolitique tendu. La reconnaissance, puis la valorisation, de la gestion paysanne par les forestiers pourrait constituer la base d’un dialogue pour mieux préserver les acacias. Indicateurs pertinents des interactions socioécologiques complexes, notre étude suggère que le suivi de ces arbres peut permettre d’anticiper et de répondre plus efficacement aux changements socioenvironnementaux.

Mots-clés : désertification, *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana*, socioécosystème, savoirs écologiques locaux, gestion forestière, agropastoralisme, politiques forestières, résilience.

Abstract

Title: The son of the Sahara and the people of rain. Farmer management and conservation of acacia socio-ecological systems in South Morocco.

In drylands, trees fulfil major ecological, socioeconomic and cultural functions to combat desertification. However, the dynamics of stands of *Vachellia tortilis* subsp. *Raddiana* – the most widespread acacia species in the Sahara – and the influence of agropastoral societies on those stands remain poorly understood. The aim of this research is to contribute to making good this gap in knowledge through an interdisciplinary study of acacia stands in Morocco, in an environment characterized by severe climatic risk. An ethno-ecological and sociological approach was associated with an ecological approach in order to understand the dynamics of the socio-ecological system where people and acacia stands interact. Our results show that agropastoralists integrate acacia trees in their production system, by means of practices, rules and ecological knowledge that ensure the sustainable coexistence of trees and people. Agropastoralists shape and manage agroforestry parklands in cultivated areas and use acacia trees as a pastoral resource in periods of scarcity. In parallel with those activities, acacia stands are regenerating in the study area. Furthermore, the scientific literature and our results suggest that agropastoral activities contribute positively to this regeneration. The forestry administration presents, however, a pessimistic diagnosis regarding acacia stands in this region and imposes a top-down policy that does not favor the involvement of rural populations or the effective conservation of the acacia stands. Foresters and local users are in agreement however with regard to the ecological issues raised by charcoal production, but the combat against this activity is impeded by a tense socio-political context. The recognition and valorization by foresters of local farmers' management practices could provide a basis for dialogue in the interests of better preserving the acacia trees. Our study suggests that monitoring those trees, as relevant indicators of complex socio-ecological interactions, can help to better anticipate and to address socio-environmental changes more efficiently.

Keywords: desertification, *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana*, socio-ecological system, local ecological knowledge, forest management, agropastoralism, forest policies, resilience.

Remerciements

Entre le Maroc et la France, entre des arbres et des Hommes, entre soutiens scientifiques et personnels, ce travail n'aurait pu voir le jour sans la participation de nombreuses personnes et institutions, qui m'ont aidé à le conduire à son terme. C'est d'ailleurs souvent dans l'inconscience des échanges quotidiens ou occasionnels, que ce travail s'est structuré et a pris forme, qui m'apparaît aujourd'hui comme le résultat d'un projet tant personnel que collectif.

Je tiens tout d'abord à remercier Florence PINTON pour son encadrement administratif et scientifique. Son regard de sociologue porté sur mon travail a permis à l'ingénieur forestier que je suis d'élargir avec davantage de sérénité son propos, d'apprendre et comprendre (je l'espère tout du moins) un langage parfois étranger, sans que cela ne finisse en drame pour l'un ou l'autre des partis. Malgré l'éloignement, elle m'a fourni certaines clés, dans les moments où de mon côté, je les avais égarées, ce qui aurait pu finir effectivement en drame.

Que serait ce travail sans le patient effort de Geneviève MICHON d'inviter un forestier à regarder au-delà de l'arbre et de son sol pour y voir son environnement social ? Dans la chaleur saharienne de la fin de l'été, où l'on tourne facilement de l'œil, il a été plus difficile de voir l'Homme derrière l'arbre, bien que pour ma défense, il peut se faire discret face à l'immensité saharienne ! Merci à toi Geneviève pour ta patience, mais également pour les mots qui ont su viser juste lorsque, comme tout thésard j'imagine, je me suis senti bien impuissant face à un terrain épineux. Tes bons citrons pressés ont sans doute également eu un rôle décisif dans le maintien de mon équilibre physiologique et psychologique, à moins que...

Pour l'accueil dont j'ai bénéficié à l'Université Cadi Ayyad de Marrakech, je tiens à remercier Madame la doyenne de la faculté des lettres et sciences humaines, Ouidad TEBBAA, ainsi que le responsable du LERMA, M. Saïd Boujrouf. Grâce à leur soutien administratif et logistique, ils ont grandement facilité l'ensemble de mes démarches auprès des autorités locales et m'ont offert un cadre de travail idéal dans lequel j'ai pu consacrer toute mon attention sur mes recherches.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance au représentant de l'IRD au Maroc, ainsi qu'à l'ensemble du personnel administratif de la représentation pour leur appui dans toutes mes démarches d'installation, de déménagement et d'obtention des autorisations de recherche.

Je remercie dans le même sens le gouvernement marocain pour l'accueil sur son territoire et pour l'autorisation de recherche qui m'a été délivrée, sans laquelle ce travail n'aurait pu voir le jour.

Merci également à l'ensemble de l'équipe de l'UMR GRED pour m'avoir accueilli en leur sein, en particulier aux deux directeurs qui se sont succédés pendant mes recherches, Francis LALOE et Bernard MOIZO. Ce fut un réel plaisir de pouvoir échanger avec vous, que ce soit pour parler de sujets peu afriolants qu'est, il faut bien le reconnaître, l'analyse statistique, ou un peu moins... comment dire ? Bref, les connaisseurs comprendront de quoi il retourne ! Un grand merci par ailleurs à Nathalie FINOT et Brigitte HUYART qui ont toujours facilité mon travail au sein des marasmes administratifs. Ce fut un plaisir de trouver la chèvre la plus sexy de ma photothèque.

Je souhaiterais aussi exprimer toute ma gratitude aux personnes qui, dans le cadre du LMI MediTer m'ont permis de vivre des expériences enrichissantes sur de nombreux aspects. Merci aux

personnes qui font vivre ce laboratoire et porteurs de sa dynamique, en particulier Mohamed BERRIANE et Bruno ROMAGNY. Un grand merci également à Patrick BAUDOT, routard invétéré des pistes marocaines les plus excentrées pour m'avoir fait découvrir le Maroc, mais également pour ta porte qui a toujours été ouverte et les agréables soirées marrakchies. Angela BARTHES je tiens également à te remercier pour tes incursions furtives de l'autre côté de la Méditerranée, toujours riches en discussions et dans la bonne humeur.

Je remercie également l'ANR et l'IRD, institutions grâce auxquelles mes recherches ont été financées et qui m'ont permis de côtoyer des chercheurs d'horizons différents auprès desquels je me suis enrichi au long de ces trois dernières années.

Pour m'avoir suivi pendant ces trois années, pour m'avoir guidé scientifiquement à travers les différentes disciplines avec lesquelles j'ai dû me familiariser, je tiens à exprimer ma reconnaissance la plus profonde aux membres de mon comité de thèse, à Didier GENIN et Hassan KAMIL pour vos conseils sur l'élevage pastoral et la gestion forestière et à Mohamed ALIFRIQUI pour nos échanges autour de l'écologie et bien au-delà. Pour son encadrement particulièrement rapproché, et aussi pour être la personne qui a largement contribué à la naissance et à réalisation de ce travail, je tiens à remercier chaleureusement Stéphanie CARRIERE. J'ai toujours apprécié la rigueur dans laquelle tu me poussais, ta motivation pour l'encadrement d'un travail sur un terrain qui t'était inconnu mais aussi ta bonne humeur qui a rendu ma troisième année moins douloureuse. Que ce soit autour d'un bureau ou d'une marmite en cuivre, au milieu des champs ou dans la ferveur urbaine, travailler et partager avec toi a été un réel plaisir. Ne change rien, à part ton chauvinisme outrancier. J'imagine que tu as la pleine conscience du fait que ce travail n'aurait sans doute pas été possible sans toi !

Ce travail repose également sur la participation des habitants de Taidalt et d'El Borj, ainsi que de diverses personnes rencontrées pendant mon terrain. Vous m'avez accueilli, dans votre village, dans vos tentes, dans vos maisons et vos familles. Vous m'avez accordé votre temps pour des questions désuettes malgré vos occupations. Vous avez eu la patience d'accepter un étranger dans votre quotidien, d'essayer de comprendre son arabe bulbutant, vous montrant respectueux de sa différence et de ses maladroises. Vous m'avez ouvert les portes d'un monde qui m'était inconnu et qui restera inaccessible pour beaucoup. Pour tout cela je vous remercie du fond du cœur. Ce travail c'est le votre, c'est vos connaissances, c'est votre façon d'appréhender le monde. Merci pour votre valse immobile et sucrée. Vous m'avez fait découvrir tant de choses. En particulier, je tiens à remercier Boushab BIZAMARN et sa famille, pour leur accueil à El Borj et leur accompagnement sur mon premier terrain. Plus que tout autres, Hassan BOUCHROUAT de Taidalt, tu as ma gratitude éternelle. Pour m'avoir fait entrer dans ton foyer, je te remercie, toi ainsi que toute ta famille. Laalia, pour ses délicates attentions qui ont rendu mes séjours à Taidalt toujours très plaisants. Hamza, merci pour ta compagnie et les multiples services que tu m'as rendu. Souheila, Khalia, Mohamed le bêtiseur et Leila, j'ai hâte de vous retrouver et ne vous oublies pas. Hassan, en me guidant dans mes recherches, en me facilitant l'accès à ta tribu et en devenant mon ami, tu as à la fois marqué ton empreinte dans ce travail, mais aussi dans ma vie. Je crois que c'est réciproque, et espère que ton projet de bivouac t'apportera tout ce que tu en attends.

Je souhaite également remercier les personnes qui ont rendu mon séjour au Maroc fascinant à divers égards. A Marrakech, je tiens particulièrement à remercier Simo AIT BELLA, redouté de la gente pigeonnine de la région. Tu m'as permis de découvrir les meilleures facettes de cette ville, parfois bien cachées derrière de trop nombreuses façades ostentatoires. Avec notre amie un peu spéciale, j'ai toujours apprécié nos diverses discussions dans lesquelles tu étais intarrissable. Que de

bons moments également passés à apprendre les secrets du chef Simo, dès que j'ai les mains dans les graines mes pensées iront vers toi. Et comment oublier François LEMBREZ et ses idées foisonnantes ? Merci pour l'accueil les amis, et à très vite chez Zizi ! A Rabat, et pas que, je tiens à remercier Antonin ADAM pour avoir fait baisser l'âge moyen du LMI (sans vouloir porter offense à qui que ce soit !) et surtout pour avoir coupé la monotonie d'un travail parfois un peu trop isolé. Je te remercie particulièrement pour l'accueil que tu m'as fait à plusieurs reprises dans ton humble demeure avec terrasse et vue sur... rien, pour la simplicité avec laquelle, en mission ou en escapade, tout coulait. Je ne te remercie pas pour la concurrence en termes d'humour à deux balles, c'est déjà dur d'en vivre seul, alors à deux. Et courage pour ce qui est en train de t'arriver !

Je tiens également à remercier l'ensemble des personnes qui, avant et pendant cette thèse, ont été à mes côtés. A commencer par mes parents, Evelyne et Philippe, qui m'ont toujours témoigné une affection et un soutien indéfectibles. Malgré des choix parfois difficiles à comprendre (même pour le principal intéressé, je vous rassure) vous m'avez toujours appuyé dans mes études et mon parcours et m'avez donné les moyens d'arriver là où j'en suis. Merci également à ma sœur Lisa et à mon frère Nicolas pour tout ce que vous m'apportez malgré la distance. Une petite pensée également pour mes oncles et aussi et surtout mes tantes, Nanie et Nanette qui, que ce soit dans les montagnes argutoises ou du Haut-Atlas, n'ont de cesse de me combler de petites affections. Je n'oublierai sans doute jamais le coup de ménage de mon appartement à Marrakech, un vrai déshonneur !

Une petite dédicace spéciale à Audrey LARTIGUE, ma cousine mais bien plus que ça, ma couturière et styliste personnel, mon agence de voyage parfois (oui ok l'odeur ! et alors ?), ma compagne de verditude. C'est un peu aussi grâce à toi que je n'ai pas baissé les bras dans les moments les plus critiques, grâce à ton oreille attentive et tes remarques (trop) pertinentes. C'est bien plus que des yeux ou des cheveux qui nous rapprochent, surtout lors des escapades dans le pot de yaourt ou dans ton nouveau compagnon de plage.

Si j'en suis arrivé là, c'est aussi grâce aux merveilleuses rencontres que j'ai pu faire tout au long de ma scolarité. Les membres du green carpet cie, je vous remercie pour tous ces bons moments passés ensemble, même si j'en ai oublié quelques bribes, pour avoir rendu le climat du Nord-est de la France plus clément, pour vos visites au Maroc et pour votre énorme connerie. Que vous soyez grands, frisés, scouts, premiers redoublants, mariés, papas, intolérants aux oignons ou pas tout à fait humains, je vous aime tous ! Et n'oubliez pas que nous sommes tous fat et gais !

J'ai également une pensée toute particulière à la clique argutoise. Déjà, parce qu'en ce lieu, j'ai commencé à apprécier la forêt, suant à grosse goutte en essayant de suivre mon oncle. Ensuite, parce que Argut, c'est bien plus que ça, et surtout plus que ça. Merci à Loic, Clément et Guillaume pour les heures passées à imaginer comment s'occuper dans un village de 30 habitants avec un audimat qui a fait la fortune des feux de l'amour.

Pour finir, pour avoir su m'entourer durant ma rédaction, merci à Marion DELORME, Louise LHOUTELLIER, Elsa PEINTURIER et Christelle HEDOUIN. Que ce soit au bureau ou dans les bars, vous rencontrer et passer du temps avec vous a été rafraichissant aux heures les plus sombres de mon histoire (ça y est, ça part en tragédie) ! Une attention toute particulière enfin à Jérémy DUTHEIL, pour sa patience et sa gentillesse durant le sprint final. J'ai pu retrouver le sommeil grâce à toi !

J'ai du oublier du monde, et je m'en excuse... Vive le Cassoulet ! On ne peut pas l'oublier !

Avant-propos

Dans les pays forestiers du Sud, la forêt peut constituer le principal lieu d'approvisionnement et de production pour les populations locales, qui en dépendent pour se nourrir, se soigner et pour leurs pratiques spirituelles. A travers ces usages, les populations ont modifié l'état « originel » de la forêt, pour en faire une forêt « culturelle », qualifiée de forêt rurale. Dans cette recherche, la forêt étudiée présente la spécificité d'être une forêt clairsemée dans un désert cultivé et aux enjeux environnementaux forts. Cette forêt est par conséquent le reflet du milieu écologique, où se forment des interactions que l'écologue forestier étudie grâce à un panel de méthodes propres, et d'un milieu humain dont l'étude demande des méthodes empruntées aux sciences humaines et sociales, moins familières à l'écologue. Le principal enjeu pour comprendre cette forêt rurale est donc de combiner une analyse de son écologie, de ses liens avec son milieu social, et de l'ensemble des liens sociaux qui unissent les Hommes entre eux au regard de cette forêt. Pour répondre à cet enjeu, le cadre d'analyse doit s'élargir à une échelle qui dépasse largement celle de la forêt et transcende les carcans disciplinaires habituels. Autrement dit, pour ne plus voir cette forêt uniquement par le prisme de son écologie, le regard du chercheur doit fortement se déplacer vers les Hommes qui la façonnent. C'est l'objectif qui a été poursuivi ici.

Ce travail a été mené dans le cadre d'un partenariat de recherche franco-marocain, concrétisé par le Laboratoire Mixte International intitulé "Terroirs Méditerranéens : Environnement, Patrimoine et Développement" (LMI MediTer). Ce laboratoire regroupe quatre partenaires dont deux au Maroc – l'E3R (Laboratoire de l'Equipe de Recherche sur la Région et la Régionalisation, Université Mohammed V Agdal, Rabat) et le LERMA (Laboratoire d'Etudes et de Recherches sur les Montagnes Atlasiques, Université Cadi Ayyad, Marrakech) – et deux en France – l'UMR 151 (Laboratoire Population-Environnement-Développement - LPED, Marseille) et l'UMR 220 (Gouvernance, Risque, Environnement, Développement - GRED, Montpellier), deux unités de recherches de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). L'UMR GRED côté français et le LERMA côté marocain ont notamment constitué les deux structures d'accueil qui ont permis la réalisation de ces travaux. Par ailleurs, ce travail a bénéficié du soutien financier du projet ANR Med-Inn-Local (n° ANR-12-TMED-0001-01) dans lequel il s'inscrit.

Ce document constitue une thèse sur articles, qui ont été joints en annexe. Dans le corps du texte, des résumés de ces articles sont proposés pour assurer la cohérence générale du document. Ces passages sont signalés par une référence aux articles en question (cela concerne une partie du Chapitre 4 et le Chapitre 6) ; le lecteur est ainsi invité à consulter les articles en annexes pour davantage d'information sur les méthodes ou les résultats.

Table des matières

Résumé.....	7
Abstract	8
Remerciements	9
Avant-propos.....	13
Table des matières	14
Liste des figures.....	18
Liste des tableaux.....	21
Système de translittération.....	23
Introduction générale.....	25
PARTIE I - DES SOCIÉTÉS HUMAINES ET DES ARBRES AU DÉSERT : ENJEUX DE COMPRÉHENSION DES SOCIOÉCOSYSTÈMES ARBORES DES ZONES SÈCHES	
Chapitre 1. <i>Vachellia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i> : enjeux et problématique autour d'une espèce emblématique du Sahara	35
1. <i>V. raddiana</i> , l'arbre au désert et ses multiples services.....	38
1.1. Présentation de l'« arbre au désert ».....	38
1.2. Influence de <i>V. raddiana</i> sur les écosystèmes de zones sèches	41
1.3. <i>V. raddiana</i> et sociétés humaines	43
2. Dynamiques et conservation des peuplements de <i>V. raddiana</i>	45
2.1. Un aperçu général contrasté	45
2.2. Menaces au maintien de <i>V. raddiana</i>	46
2.3. Les atouts au maintien de <i>V. raddiana</i>	48
3. Cadre conceptuel, approche et méthodes.....	50
3.1. Vers une vision socioécosystemique de <i>V. raddiana</i>	50
3.2. Problématique et approche générale	57
3.3. Présentation des méthodes et des outils.....	60
Conclusion	62
Chapitre 2. Présentation de la zone d'étude : l'Oued Noun et les steppes sahariennes du Maroc	63
1. L'environnement naturel et humain	65

1.1.	Contexte biotique et abiotique	65
1.2.	Éléments historiques et modes de subsistance	71
1.3.	Organisation de la vie collective chez les Tekna	74
2.	Contexte socioéconomique et territorial actuel	77
2.1.	Contexte démographique et socioéconomique	77
2.2.	Activités de subsistance dans la plaine d' <i>Ighuweln</i>	80
	Conclusion	81

PARTIE II - ARBRES ET AGROPASTEURS SAHARIENS : L'INTEGRATION DES ACACIAS DANS LES SYSTEMES AGROPASTORAUX SAHARIENS. CAS DE LA PLAINE D'*IGHUWELN* (SUD-OUEST MAROCAIN)

Chapitre 3. Le système de production de la plaine d'*Ighuweln* : multifonctionnalité et flexibilité face à l'incertitude

1.	Représentations et usages du milieu par l'agropasteur.....	87
1.1.	Le paysage vécu de la plaine d' <i>Ighuweln</i>	87
1.2.	Typologie des ressources naturelles	93
1.3.	Droits de propriété sur les ressources.....	94
1.4.	Cohabiter dans un espace pluriel	102
2.	L'élevage pastoral : entre mobilité et sédentarité	106
2.1.	Méthodes d'enquête.....	107
2.2.	Macro-mobilité et pratique de l'élevage transhumant.....	108
2.3.	Micro-mobilité et pratique de l'élevage sédentaire	119
3.	La céréaliculture d'inondation : entre permanence et volatilité	124
3.1.	La pratique de la céréaliculture d'inondation	124
3.2.	Dynamiques spatio-temporelles à l'échelle collective	129
3.3.	Stratégies individuelles et variabilité des pratiques agricoles	132
	Conclusion	138

Chapitre 4. Fonctions et gestion de l'acacia dans le système de production de la plaine d'*Ighuweln*.....

1.	L'acacia au cœur des savoirs et des usages locaux	140
1.1.	Perceptions autour de <i>V. raddiana</i>	141
1.2.	Valeur culturelle de l'arbre au désert	146
2.	Gestion paysanne de <i>V. raddiana</i> dans la plaine d' <i>Ighuweln</i>	156
2.1.	Règles et institutions de gestion de l'acacia.....	157
2.2.	Répartition et fonctions des acacias dans la plaine d' <i>Ighuweln</i>	160
2.3.	Fonctions et façonnage des acacias	164
3.	L'acacia et l'agropasteur sahraoui, une relation ambivalente	169
3.1.	Des liens à l'arbre profondément ancrés	169
3.2.	<i>V. raddiana</i> , un arbre en situation de précarité ?	172

Conclusion	175
------------------	-----

PARTIE III - VIABILITE DES ACACIAS ET ACTIVITES ANTHROPIQUES : DYNAMIQUES ECOLOGIQUES DES PEUPEMENTS D'ACACIA ET INFLUENCE DES ACTIVITES HUMAINES. CAS DE LA PLAINE D'IGHUWELN (SUD-OUEST MAROCAIN)

Chapitre 5. Apports de la télédétection pour évaluer l'effet de l'occupation du sol sur la démographie des peuplements arborés sahariens	179
--	-----

1. Matériels et méthodes	182
1.1. Site d'étude	182
1.2. Méthode de télédétection des arbres.....	183
1.3. Evaluation de la performance de la télédétection	185
1.4. Analyses statistiques	187
2. Résultats	188
2.1. Performance de la méthode de télédétection	188
2.2. Estimation de la démographie des peuplements.....	189
2.3. Démographie des peuplements et occupation du sol.....	191
3. Discussion	194
3.1. Performances de la méthode de télédétection	195
3.2. Démographie et dynamique des peuplements	198
3.3. Influence de l'occupation du sol.....	199
Conclusion	202

Chapitre 6. L'influence de l'agropastoralisme saharien sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia.....	203
---	-----

1. Matériels et méthodes	204
1.1. Méthode d'échantillonnage	204
1.2. Protocole d'inventaire et de mesures	204
1.3. Variables calculées et analyses statistiques	206
2. Résultats	206
2.1. Structure des peuplements d'acacia	206
2.2. Dynamiques des peuplements d'acacia	209
3. Discussion	209
3.1. Structure des peuplements d'acacia	209
3.2. Dynamique des peuplements et influence des activités humaines	210
Conclusion	212

PARTIE IV - CONSERVATION DES ACACIAS SAHARIENS : POLITIQUES FORESTIERES ET ENJEUX DE CONSERVATION DES SOCIOECOSYSTEMES A ACACIA DU MAROC SAHARIEN

Chapitre 7. Politique forestière et conservation des acacias sahariens : quelle efficience et quels obstacles ?	215
1. Etat des lieux de la politique forestière en faveur des acacias sahariens	217
1.1. Cadre législatif et institutionnel	217
1.2. Place des acacias dans les enjeux et stratégies nationaux.....	221
1.3. La régénération artificielle des acacias : principal outil de conservation	224
2. Obstacles à la mise en œuvre des projets de régénération	227
2.1. Limites de la structure technico-administrative.....	228
2.2. Les limites de l'approche concertée marocaine.....	231
2.3. Perception et instrumentalisation des projets de régénération.....	235
3. L'imbroglio de la protection des peuplements spontanés.....	238
3.1. Les charbonniers et leurs pratiques	238
3.2. Les outils de surveillance.....	240
3.3. Le poids du contexte sociopolitique.....	242
Conclusion	244
Chapitre 8. Le socioécosystème à <i>V. raddiana</i> : compréhension intégrée, résilience, et enjeux pour une meilleure conservation.....	245
1. Le socioécosystème à <i>V. raddiana</i> : synthèse générale	246
1.1. Agropasteurs sahariens et la forêt rurale de <i>V. raddiana</i>	246
1.2. Le charbonnier, un ennemi écologique et social.....	251
1.3. L'administration forestière et son rôle régulateur.....	255
2. Résilience du socioécosystème à <i>V. raddiana</i>	258
2.1. Résilience du SES à <i>V. raddiana</i> au sein d'un cycle pulsatile.....	259
2.2. Résilience des SES à <i>V. raddiana</i> face à l'évolution des activités humaines	263
2.3. Résilience des SES à <i>V. raddiana</i> face au paysage institutionnel.....	265
Conclusion	267
Conclusion générale	269
Références bibliographiques.....	274
Annexes	293

Liste des figures

Figure 1 : Répartition des zones sèches dans le monde (Source : MEA 2005).....	26
Figure 2 : Réponses d'un système à une impulsion : a) impulsions espacées ; b) impulsions proches et cumulatives ; c) impulsions proches et non-cumulatives (d'après Noy-Meir 1973).....	27
Figure 3 : Aire de répartition de <i>Vachellia tortilis</i> (Forssk.) Hayne subsp. <i>raddiana</i> (Savi) Brenan (Source : Le Floc'h et Grouzis 2003).....	39
Figure 4: Distinctions morphologiques entre <i>Vachellia flava</i> (à gauche) et <i>Vachellia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i> (à droite). Photos : J. Blanco.....	39
Figure 5 : Gousse de <i>V. raddiana</i> dont sept des neufs graines ont été attaquées par les bruches. Photo : J. Blanco.	47
Figure 6: Présentation schématique des principales interactions connues dans la littérature entre <i>V. raddiana</i> et les composantes de son environnement biotique et abiotique.....	52
Figure 7 : Illustration des concepts de résilience, d'adaptabilité et de transformabilité d'un système (symbolisé par le disque rouge) évoluant dans un paysage de stabilité composé de quatre bassins d'attraction.	53
Figure 8 : Cadre d'analyse des socio-écosystèmes à <i>V. raddiana</i> (adapté du cadre proposé par Ostrom 2009).....	56
Figure 9 : Carte de répartition des acacias au Maroc (Source : HCEFLCD 2005), limites administratives de la région de Guelmim-Smara (en bleu) et localisation de la plaine d'Ighuweln.	64
Figure 10 : Pluviométrie relevée pour les années agricoles (de Septembre à Août) entre 1974 et 2014 sur la commune de Guelmim et moyenne mobile calculée sur cinq années (Source : Centre Technique Agricole de Guelmim).	66
Figure 11 : Localisation de la plaine d'Ighuweln (en rouge) – bordée par les massifs du jbel Taïssa et du jbel Bani – et limites approximatives du territoire tribal des Ait Noss (en pointillés oranges).	68
Figure 12 : Paysages de la plaine d'Ighuweln au niveau de la plaine d'épandage à gauche et du reg à droite (Photos : J. Blanco).....	70
Figure 13 : Pyramide des âges (en pourcentage) sur la commune de Fask et au niveau national au Maroc (Données : HCP 2004).	78
Figure 14: Organisation fonctionnelle du territoire de la région de Guelmim-Es Smara (Source : Royaume du Maroc 2012).	79
Figure 15 : Vue panoramique d'une partie de la plaine d'Ighuweln et noms locaux des principaux éléments du paysage. Photo : J. Blanco.	88
Figure 16 : Carte de la zone d'étude et de la toponymie locale.....	91
Figure 17 : Schéma de synthèse de l'espace perçu par les villageois, des régimes fonciers dominant dans chaque type d'espace et des conditions d'accès aux ressources. Les ressources pastorales englobent l'accès aux pâturages ainsi qu'à l'eau.	102
Figure 18 : A gauche, empilement de pierres peintes (akrakor) signalant la proximité des champs visibles en arrière-plan ; à droite, cairn matérialisant une limite de parcelle (L-wût). Photos : J. Blanco.	103
Figure 19 : Plan du campement d'une famille d'éleveurs caprins, composée d'un couple et de ses deux filles (observé dans la plaine d'Ighuweln le 17/06/2014).	110
Figure 20 : Evolution du couvert végétal entre 2014 et 2015 dans le secteur de L-khaba, 5 km au nord de Taidalt (à gauche : le 02/06/2014 ; à droite : le 04/05/2015). Photo : J. Blanco.	112

Figure 21 : Itinéraire des déplacements d'un éleveur semi-nomade zikraoui de caprins et ovins sur une année (établi à partir d'un entretien mené le 28/08/2013).	114
Figure 22 : Itinéraire des déplacements d'un éleveur semi-nomade Ait Oussi de caprins, ovins et camelin sur une année (établi à partir d'un entretien mené le 28/08/2013).	115
Figure 23 : Types de facteurs influençant les schémas de mobilité (d'après les entretiens menés auprès des agropasteurs de l'oued Noun entre 2012 et 2015)	117
Figure 24 : Parcours journaliers d'un berger sédentaire (d'après 8 jours de suivi, entre le 30/05/2013 et le 12/06/2013).	122
Figure 25 : Croquis type de l'aménagement hydraulique et de la répartition foncière d'un tûflit et de l'intérieur d'un champ.	125
Figure 26 : Barrières (amalal) composées de branchages de <i>V. raddiana</i> à gauche, de pierres à droite, destinées à lutter contre la formation de chenaux dans les champs. Photos : J. Blanco.	126
Figure 27 : A gauche, tas de céréales (nâder) précédemment ramené au village ; à droite, opération de battage mécanisé des céréales à Taidalt. Photos : J. Blanco.	128
Figure 28 : Evolution et répartition des surfaces cultivées entre 2012 et 2015 dans les secteurs de L-khaba (en haut) et Temberdût (en bas).	130
Figure 29 : Evolution du calendrier agricole au cours des campagnes de 2012-2013, 2013-2014 et 2014-2015.	131
Figure 30 : Schéma d'ensemble de l'itinéraire technique de la céréaliculture d'inondation et facteurs de prise de décision des agriculteurs.	134
Figure 31 : Calendrier agropastoral dans la plaine d'Ighuweln.	137
Figure 32 : A gauche, gomme rouge de <i>V. raddiana</i> (L-âlq hamara, Août 2014) ; à droite, gomme noire (abûqaq, Mai 2014). Photos : J. Blanco.	142
Figure 33 : A gauche, acacia écorcé par un âne (Juin 2014) ; à droite, houppier endommagé suite au gaulage (Juin 2014). Photos : J. Blanco.	145
Figure 34 : Indice de valeur culturelle (indice de Smith) et fréquence de citation des 40 ethnoespèces (par ordre d'indice de Smtih) citées dans les free-listings des enquêtes ethnobotaniques menées auprès de 37 informateurs dans le village de Taidalt.	147
Figure 35 : a) Compétence des informateurs selon l'âge et le genre (en noir les hommes, en gris les femmes). L'axe des abscisses correspond à la somme des fréquences des ethnoespèces citées par chaque informateur. L'axe des ordonnées correspond au nombre d'ethnoespèces citées par chaque informateur. b) Indice de Smith moyen des ethnoespèces selon le type d'usage et le genre (d'après une analyse de variance de type ANOVA).	148
Figure 36 : Comparaison des savoirs d'usage (ISU : indice de savoir d'usage, cf. Annexe 1 pour la méthode) entre les anciens nomades (25 personnes) et les sédentaires (12 personnes).	149
Figure 37 : Gaulage de gousses de <i>V. raddiana</i> par un berger de la plaine d'Ighuweln pour son troupeau de chèvres (Juin 2013). Photo : J. Blanco.	150
Figure 38 : Modes d'approvisionnement en plantes médicinales de 10 foyers du village de Taidalt.	153
Figure 39 : Récolte d'une souche de <i>V. raddiana</i> par un berger sédentaire à l'aide de son bâton ; le bois est destiné à la cuisson du pain au four traditionnel au village (06/2013). Photos : J. Blanco.	154
Figure 40 : Les moyens utilisés par un charbonnier de Taidalt : une hache (à gauche) et une charrette (à droite) (Juin 2013). Photos : J. Blanco.	155
Figure 41 : Résultats de coupes de charbonnage selon que l'arbre soit abattu entièrement (à gauche) ou que seulement une cépée soit exploitée (à droite) (Juin 2013). Photos : J. Blanco.	155
Figure 42 : Phase de préparation de la charbonnière (Juin 2013). Photo : J. Blanco.	156
Figure 43 : Carte de densité en arbres dans la plaine d'Ighuweln établie par télédétection à partir de trois images satellitaires.	161
Figure 44 : A gauche, bosquet d'acacia buissonnant au milieu d'un champ de maïs (Mai 2013) ; à droite, acacia à port arboré qui a été contourné lors du disquage du champ (Février 2014). Photos : J. Blanco.	162
Figure 45 : Classification paysanne des formes d'acacia par les agropasteurs de Taidalt.	165

Figure 46 : Proportion des différents ports d'acacia selon le mode d'occupation du sol (d'après des observations qualitatives effectuées sur 359 acacias dans le cadre d'inventaires dendrométriques, cf. protocole d'inventaire en Annexe 2).....	167
Figure 47 : Carte d'occupation du sol de la zone d'étude et emplacement des placettes d'inventaires des arbres.....	182
Figure 48 : Exemple du résultat de la télédétection automatisée des arbres et du calcul des densités à l'hectare sur une zone témoin.	184
Figure 49 : Schéma d'organisation d'une placette d'inventaire forestier avec la méthode des quadrants centrés sur un point.....	186
Figure 50 : Corrélation entre le diamètre mesuré du houppier (D_m) et le diamètre des troncs pour <i>V. raddiana</i> (d_0). R^2 correspond au coefficient de corrélation.	189
Figure 51 : Démographie des peuplements obtenue à partir des diamètres de houppiers issus des mesures de terrain (D_m en rouge), des mesures de télédétection automatique (D_t en noir) et des mesures de télédétection corrigées (D_c en bleu).....	190
Figure 52 : Corrélation entre le logarithme du diamètre des houppiers télédétectés (D_t) et le logarithme du diamètre des houppiers mesurés (D_m). R^2 correspond au coefficient de corrélation.....	190
Figure 53 : Distribution des houppiers télédétectés (D_c) par classe de diamètre selon l'occupation des sols et droites de régression des effectifs d'individus en fonction du point médian de chaque classe.....	192
Figure 54 : Surfaces boisées par classe de densité établies par télédétection sur les pixels de 100x100m.....	193
Figure 55 : Distribution des effectifs de cellules de 100x100m selon le diamètre moyen des houppiers à l'hectare.....	193
Figure 56 : Tailles moyennes des houppiers à l'échelle des cellules de 100x100 m sur les trois zones de télédétection en fonction de l'occupation du sol.....	194
Figure 57 : Projection des acacias et des variables dans le plan de l'ACP selon le mode d'occupation du sol (symboles) et les micro-habitats (gris : plaine d'inondation ; bleu : chenal principal ; noir : chenal secondaire). Le nom des variables est en rouge : IE : intensité d'écorçage ; IT : intensité de taille ; d_0 : diamètre du tronc ; h : hauteur de la première feuille verte ; SH : surface du houppier ; H : hauteur totale ; R : distance au centre de la placette ; IV : indice de verdure ; IF : indice de forme.....	208
Figure 58 : Profils démographiques des peuplements de <i>V. raddiana</i> en fonction de l'occupation du sol (incluant les arbres dont $d_0 > 5$ cm).....	208
Figure 59 : Reste des projets de lutte contre l'ensablement entrepris dans les années 1980 et 1990 à proximité du village de Taidalt (11/2012 à gauche ; 05/2015 à droite). Photos : J. Blanco.....	228
Figure 60 : Sites particulièrement affectés par l'activité de charbonnage sur la région de Guelmim-Smara, d'après les informations recueillies auprès des services forestiers régionaux et provinciaux.....	239
Figure 61 : Modèle qualitatif des interactions socioécologiques au sein du SES à <i>V. raddiana</i> de la plaine d'Ighuweln.....	247
Figure 62 : Cycle du renouvellement adaptatif des peuplements de <i>V. raddiana</i> au cours d'un cycle pulsatile. La phase d'accumulation (r à k) se traduit par un accroissement des peuplements. Un épisode pluvieux initie une période de relâchement (k à Ω) causée par les activités humaines. Après une période d'inertie (a à Ω) débute une phase de réorganisation (a à r) avec une nouvelle phase d'accumulation.....	261

Liste des tableaux

Tableau 1: Implications écologiques et pastorales des visions équilibriste et non-équilibriste (inspiré de Oba et al. 2000 et Scoones 1994).....	28
Tableau 2 : Fonctions écologiques assurées par les arbres dispersés (d'après Manning et al. 2006) ..	43
Tableau 3 : Flore caractéristique des différents milieux écologiques rencontrés dans les plaines périphériques du Jbel Bani (Msanda et al. 2002). Les espèces en gras sont les espèces les plus caractéristiques de chaque milieu	70
Tableau 4 : Liste des tribus et regroupements composant la confédération Tekna (d'après La Chapelle 1934).....	75
Tableau 5 : Liste des entités appropriées présentes dans la plaine d'Ighuweln selon les statuts fonciers.....	97
Tableau 6 : Matrice des maîtrises foncières dans les terres collectives	98
Tableau 7 : Appropriation foncière, types de sols et affluents des principaux secteurs de la plaine d'Ighuweln (informations obtenues auprès de Bûachraouis).....	99
Tableau 8 : Matrice des maîtrises foncières dans les mâder (terres melk)	100
Tableau 9 : Matrice des maîtrises foncières dans les terres domaniales.....	101
Tableau 10 : Historique de mobilité et des stratégies alimentaires pour un troupeau camelin d'un éleveur brahimi entre 2003 et 2013 (d'après un entretien effectué le 08/04/2013).....	116
Tableau 11 : Evolution de la pluviométrie et des surfaces cultivées à Temberdût et L-khaba entre 2012 et 2015.....	129
Tableau 12 : Nombre d'ethnoespèces utilisées pour chaque catégorie d'usage et valeur d'usage correspondante	148
Tableau 13 : Matrice des maîtrises foncières pour les acacias de la plaine d'Ighuweln (les astérisques signalent une maîtrise qui varie selon le régime foncier du sol.....	157
Tableau 14 : Fonctions assurées par les différents types d'acacia. Le codage ✓ signifie que cette fonction est assurée sous certaines conditions ; le codage ✓✓ signale une fonction majeure et assurée la plupart du temps.....	166
Tableau 15 : Effectifs et tailles des houppiers des arbres mesurés sur les 390 quadrants et des polygones télédétectés automatiquement sur ces mêmes quadrants.....	188
Tableau 16 : Indices de performance de la télédétection sur les 390 quadrants composant l'échantillon de terrain.....	189
Tableau 17 : Caractéristiques des peuplements arborés (surface, densité et taille des houppiers) en fonction du mode d'occupation du sol.	191
Tableau 18 : Pratiques et activités humaines influençant les peuplements de V. raddiana, indicateurs et indices associés	205
Tableau 19 : Composition arborée et abondance dans les 468 quadrants échantillonnés selon les modes d'occupation du sol et les micro-habitats	207
Tableau 20 : Etat d'avancement des travaux de délimitation et d'immatriculation au 31/07/2006 sur les superficies du domaine forestier (en milliers d'ha) (Source : Moufaddal 2007)	220
Tableau 21 : Avancement des projets de régénération des acacias sahariens entre 2005 et 2014 (d'après les données transmises par le HCEFLCD)	225
Tableau 22 : Clauses techniques définies par le cahier des prescriptions spéciales, établies à partir d'un cahier relatif à un périmètre de régénération de V. raddiana datant de 2014	226

Tableau 23 : Liste des conditions facilitant la gestion durable des ressources naturelles d'après Wade, Ostrom et Baland et Platteau (synthétisées par Agrawal 2001) et application de ces conditions à l'exploitation du bois de *V. raddiana* 253

Système de translittération

Alphabet arabe	Translittération	Prononciation
ء	'	Marque une courte pause dans le mot
ا	a	Se prononce comme le « a » français
ب	b	Se prononce comme le « b » français
ت	t	Se prononce comme le « t » français
ث	th	Se prononce comme un « s » avec pincement de la langue
ج	j	Se prononce comme le « j » français
ح	h	« h » expiré du fond de la gorge
خ	kh	« r » expiré du fond de la gorge
د	d	Se prononce comme le « d » français
ذ	dh	Se prononce comme un « d » avec pincement de la langue ; similaire au « th » anglais
ر	r	Correspond au « r » roulé ; similaire à <i>la erre</i> espagnole
ز	z	Se prononce comme le « z » français
س	s	Se prononce comme le « s » français
ش	ch	Se prononce comme le « ch » français
ص	ş	« s » appuyé, en plaquant la langue à l'avant du palais
ض	đ	« d » appuyé, en plaquant la langue à l'avant du palais
ط	ţ	« t » appuyé, en plaquant la langue à l'avant du palais
ظ	z	« z » appuyé, en plaquant la langue à l'avant du palais
ع	^	« a » nasal, proche de l'onomatopée du bêlement
غ	gh	Se prononce comme un « r » français
ف	f	Se prononce comme un « f » français
ق	q	Prononciation gutturale et aspirée d'un « k »
ك	k	Se prononce comme le « k » français
ل	l	Se prononce comme le « l » français
م	m	Se prononce comme le « m » français
ن	n	Se prononce comme le « n » français
ه	h	« h » doux, légèrement soufflé
و	w / u	Se prononce comme le « ou » français, ou le « w » anglais
ي	î / y	Se prononce comme le « i » français

Introduction générale

Notre vision du monde, ou notre perception d'un système, a une grande influence sur la façon dont nous appréhendons ce système (Ellis et Swift 1988).

Ces dernières décennies, un intérêt grandissant a émergé autour des enjeux environnementaux que l'humanité dans son ensemble doit, ou devra, affronter. Face à la dégradation anthropique des écosystèmes, tous les acteurs de la société ont pris conscience de leur rôle majeur dans le bien-être humain. Du bon fonctionnement de ces derniers dépend en effet de nombreux services utiles à l'Homme pour satisfaire ses besoins, tant pour produire sa nourriture, se protéger des aléas climatiques, que pour son bien-être psychologique. De la forte dépendance des Hommes à leur environnement résultent des interactions complexes qui sont de mieux en mieux comprises grâce à l'avancée des sciences naturelles et sociales. Toutefois, de nombreuses zones d'ombres persistent. L'un des enjeux actuels pour les scientifiques est de comprendre cette interdépendance dans sa complexité, ce qui demande une évolution de la façon de « produire la science » mais aussi de repenser certains paradigmes. Le phénomène de désertification demeure à ce titre un défi majeur, tant pour sa compréhension, que pour sa résolution.

La désertification, enjeux et controverses scientifiques

La désertification se définit comme « la dégradation des terres dans les zones sèches par suite de divers facteurs, parmi lesquels les variations climatiques et les activités humaines » (UNCCD 1994). Le terme dégradation désigne quant à lui la réduction (ou perte) de la capacité d'une terre à produire ce que la société humaine en attend (Kassas 1995). La désertification est donc à la fois d'origine climatique et anthropique et englobe des enjeux économiques liés à la perte de production des écosystèmes, environnementaux liés à la dégradation de ces écosystèmes (des sols et des espèces végétales, Mainguet 1990) et sociaux liés aux populations humaines qui en dépendent (Banque mondiale 1999). Ce phénomène menace entre 10 et 20% des zones sèches¹, qui couvrent quant à elles plus de 40% de la superficie des terres immergées mondiales et abritent plus du tiers de la population humaine (Figure 1). Mais le phénomène de désertification demeure à ce jour peu compris, en raison de la position marginale des zones sèches dans le débat climatique actuel et de la complexité du fonctionnement de leurs écosystèmes (Verstraete et al. 2008).

¹ La notion de zone sèche regroupe l'ensemble des territoires terrestres où l'indice d'aridité (rapport entre la pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle) est inférieur à 0,65. Autrement dit dans ces zones, le déficit hydrique constitue la principale contrainte pour la végétation et les écosystèmes.

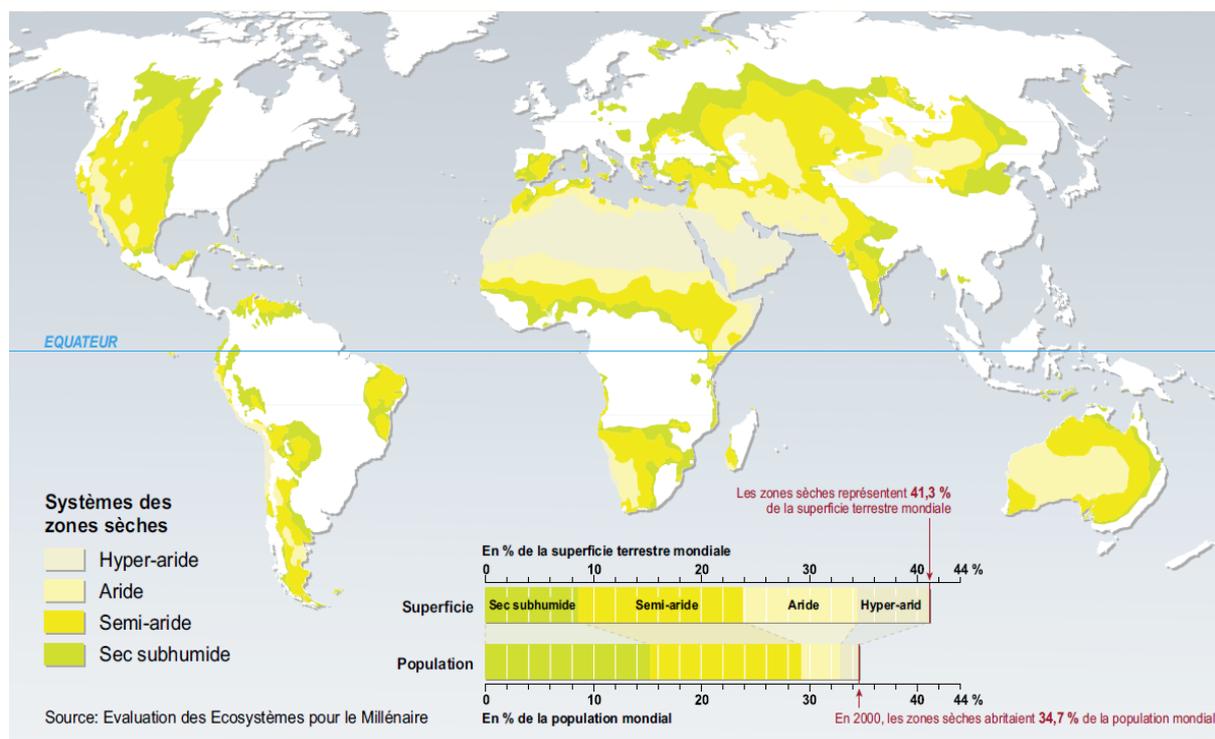


Figure 1 : Répartition des zones sèches dans le monde (Source : MEA 2005)

Cette complexité se traduit par une absence de consensus scientifique. Pour certains auteurs la désertification est une réalité, causée par l'action de l'Homme² qui accentue les contraintes imposées par les conditions climatiques (*e.g.* Le Houérou 1996; Mahyou et al. 2010). Dans de nombreuses régions, la sédentarisation des populations, associée à une perte de mobilité des élevages et au développement de l'agriculture irriguée, a entraîné une intensification de l'exploitation du milieu et une dégradation des écosystèmes (Sinclair et Fryxell 1985, Douglas 1993). D'autres auteurs attestent au contraire d'un verdissement généralisé des zones sèches, malgré l'existence de problèmes locaux (Tucker et al. 1991, Helldén et Tottrup 2008). Selon eux, les dynamiques d'expansion et de contraction des déserts dépendent surtout des variations climatiques régionales, et en particulier des précipitations. La désertification – son intensité et ses causes – est donc au cœur d'une controverse scientifique, derrière laquelle se cachent en réalité deux façons de comprendre le fonctionnement des écosystèmes de zones sèches.

La désertification au cœur de paradigmes et de prescriptions antinomiques

Rappelons d'abord que les contraintes climatiques imposent aux zones sèches une dynamique écologique propre. Bien que relativement faibles face à l'évapotranspiration potentielle, les précipitations dans ces zones se caractérisent surtout par leur stochasticité ; elles sont peu fréquentes et imprévisibles, mais souvent très intenses. Lors des périodes de sécheresse – qui fluctuent de quelques mois à plusieurs années – le système écologique est en état de crise : la production primaire est fortement réduite et les espèces végétales peinent à se maintenir. Cet état est interrompu par un fort épisode pluvieux qui initie une « impulsion » de courte durée (Noy-Meir 1973). Les précipitations lèvent la contrainte majeure au développement de la végétation (*i.e.* l'eau)

² L'Homme, avec une majuscule, fait référence dans ce document à l'espèce humaine. Avec une minuscule, il renvoie à la gente masculine.

et conduisent à l'établissement de plantes éphémères au cycle de vie très rapide (germination, développement de l'appareil végétatif, reproduction) et au verdissement des espèces pérennes (Ozenda 1991). Ces périodes de pluie se caractérisent donc par une augmentation de la production primaire, par la réapparition de certaines espèces végétales et, *in fine*, par une augmentation temporaire de la biodiversité floristique et faunistique. L'écosystème de zone sèche est donc un système pulsatile dans lequel des impulsions entrecourent, selon leur fréquence et leur intensité (Figure 2), des périodes d'inter-pulsation (Chesson et al. 2004).

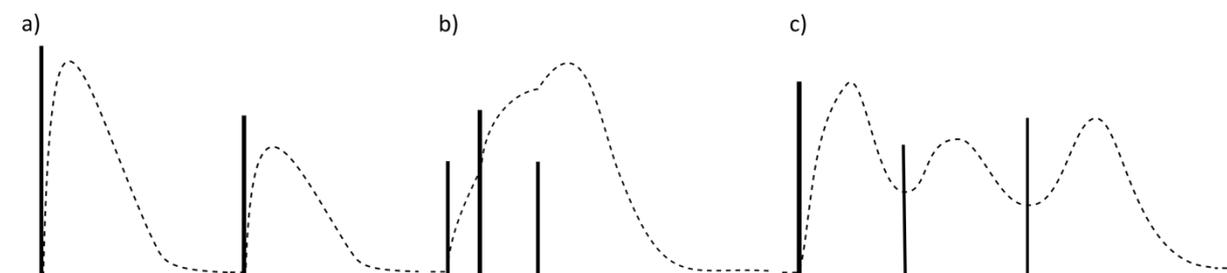


Figure 2 : Réponses d'un système à une impulsion : a) impulsions espacées ; b) impulsions proches et cumulatives ; c) impulsions proches et non-cumulatives (d'après Noy-Meir 1973)

Historiquement, les scientifiques ont d'abord analysé les écosystèmes de zones sèches selon une vision équilibriste. Cette vision suppose que les écosystèmes, après une perturbation biotique ou abiotique, ont la capacité à retourner à leur état antérieur – ou du moins à s'y rediriger – grâce à des mécanismes de régulation interne (Briske et al. 2003). Les écosystèmes et les populations animales et végétales tendent alors vers un état d'équilibre (le climax), malgré des perturbations qui les en écartent temporairement (DeAngelis et Waterhouse 1987). Par exemple selon cette vision, la taille d'une population de gazelles tend vers un certain équilibre qui résulte du bilan entre l'accès aux ressources végétales et la prédation. Une sécheresse, en réduisant les quantités de ressources végétales, peut conduire à une réduction du nombre de gazelles, mais ce nombre retrouvera sa valeur initiale une fois la sécheresse terminée. Les dynamiques écologiques sont ainsi principalement régies par des mécanismes de régulation interne, tels que les mécanismes de compétition intra- et interspécifiques, la prédation, ou encore les attaques de pathogènes (Antonovics et Levin 1980). Appliquée à l'Homme, cette vision préconise que l'intensité de l'exploitation humaine des écosystèmes ne doit pas dépasser un certain niveau, au risque d'entraîner une dégradation. Il s'agit alors de trouver la position d'équilibre qui garantisse une exploitation qui ne dépasse pas la capacité de charge des écosystèmes (ou *carrying capacity*) – *i.e.* leur capacité « naturelle », à un niveau technologique donné, à nourrir les populations humaines et animales (Tiffen et Mortimore 2002). Dans l'exemple du développement pastoral (activité principale dans les zones sèches), cette vision invite à définir un *numerus closus* pour la taille des cheptels afin d'éviter la dégradation des écosystèmes, ce qui se fait généralement par des approches *top-down* à partir des conditions observées lors d'années « normales » (Tableau 1).

Tableau 1: Implications écologiques et pastorales des visions équilibriste et non-équilibriste (inspiré de Oba et al. 2000 et Scoones 1994)

	Vision équilibriste	Vision non-équilibriste
Modèles écologiques	Modèles équilibristes classiques	Modèles Etat-et-Transition Modèles d'interactions climat-plantes-herbivores
Caractéristiques écologiques	Stabilité du climat Ecosystèmes structurés par les facteurs biotiques Prédictibilité de la production primaire des écosystèmes Systèmes autorégulés	Variabilité climatique Ecosystèmes structurés par les facteurs environnementaux Production primaire imprédictible La compétition ne s'exprime pas Systèmes contrôlés par des externalités
Relations herbivores-ressources	Cheptels monospécifiques régulés par des facteurs dépendant de la densité Fort couplage entre végétation et pression pastorale Capacité de charge potentielle prédictible	Cheptels multispécifiques gérés de façon opportuniste (mobilité) Faible couplage entre végétation et herbivores
Implications pour le développement pastoral		
Objectifs	Focus sur la production : développement du cheptel Finalité économique et commerciale, ouverture sur les marchés Réduire la charge pastorale et revoir les systèmes de tenure foncière (Ellis et Swift 1988)	Focus sur les moyens de subsistance : développement pastoral Finalité de subsistance avec focale sur le capital reproductif
Gestion des parcours	Amélioration des parcours ouverts Mise en place d'enclos Restriction des déplacements	Focus sur les ressources clés (amélioration, réhabilitation, création) Promotion de la flexibilité et de la mobilité
Planification	Projets de développement de type « top-down »	Planification adaptative et flexible (implication locale, acceptation de l'incertitude)
Sécheresse	Démarcation entre développement (années « normales ») et aides (années sèches) Focale sur les enjeux de production lors des années « normales »	Intégration de systèmes de résistance à la sécheresse et de filets de sécurité Focale sur le suivi : (dé)stockage, supplémentation alimentaire, etc.
Tenure foncière	Tenure foncière fixe (privatisation) Problèmes liés aux conflits ignorés	Tenure foncière flexible : mélange de régimes intégrés et se chevauchant Focale sur la négociation, la médiation et la résolution des conflits
Institutions et administration	Extension des services centralisés pour la fourniture de services Soutien technique	Création d'organisations pastorales pour la gestion locale Soutien organisationnel

Une vision alternative, dite non-équilibriste, a ensuite émergé (Ellis et Swift 1988). Selon cette dernière les écosystèmes, continuellement perturbés par des facteurs abiotiques externes, ne parviennent jamais à un quelconque état d'équilibre (Ellis et Swift 1988). En d'autres termes, les fluctuations environnementales modifient constamment le point d'équilibre, plus vite que l'inertie de réponse de l'écosystème (Illius et O'Connor 1999). Dans les zones sèches, le climat (sécheresses, épisodes pluvieux ponctuels) fait alors transiter les écosystèmes entre de multiples états (Sullivan et Rohde 2002). Cette vision insiste sur la prééminence du climat pour expliquer la régulation de la taille des populations (Antonovics et Levin 1980). Les populations de gazelles n'atteignent donc jamais un état d'équilibre, car les sécheresses sont trop fréquentes et trop intenses comparées au temps de reproduction des animaux. Les ressources végétales disponibles à un moment donné ne permettent donc pas de prédire la taille de la population de gazelles : il y a un découplage entre les ressources et les consommateurs en raison des extrêmes climatiques (Illius et O'Connor 1999) et de phénomènes climatiques globaux (Giannini et al. 2008). Cette seconde vision conduit à des prescriptions qui diffèrent des précédentes pour le développement pastoral (Tableau 1) : elle promeut la mobilité des troupeaux et l'intégration de l'incertitude aux stratégies de gestion. Finalement, les cadres conceptuels utilisés par les scientifiques ont des conséquences sur leurs résultats et sur les actions envisagées pour répondre aux enjeux environnementaux. Les anciens cadres et approches sont amenés à être repensés à partir de résultats nouveaux, ce qui invite les scientifiques à appréhender différemment les systèmes qu'ils étudient.

Pour une approche socioécologique de la désertification

Sur le plan théorique, la dichotomie entre visions équilibriste et non-équilibrisme paraît artificielle ; selon le pas de temps ou l'unité spatiale de référence, un système peut apparaître comme équilibré ou, au contraire, comme non-équilibré (Briske et al. 2003). En d'autres termes, des déséquilibres locaux contribuent à un équilibre global (Illius et O'Connor 1999). Une population de gazelle peut décliner dans une région sous l'effet d'une sécheresse, dans le même temps qu'une autre s'étend dans une autre région où les conditions climatiques sont plus favorables. Les deux populations prises indépendamment apparaissent déséquilibrées, ce qui n'est pas forcément le cas si elles sont prises de manière conjointe. Les deux visions ne sont donc pas exclusives et un va-et-vient continu de l'une à l'autre, selon les processus étudiés et les échelles considérées, est possible.

C'est par ailleurs à travers une approche systémique et multidisciplinaire, mêlant sciences du vivant et sciences humaines et sociales, qu'une meilleure compréhension du fonctionnement des zones sèches et des processus de désertification semble aujourd'hui possible (Verstraete et al. 2008). Le paradigme de développement des zones sèches (DDP, pour *Dryland Development Paradigm*), propose les bases d'une telle approche (Reynolds et al. 2007) :

- le DDP insiste sur l'importance des interactions entre les éléments humains (facteurs économiques, sociaux, politiques, etc.) et non-humains (facteurs climatiques, biotiques, etc.) pour comprendre les problèmes inhérents aux zones sèches, ce qui rejoint les approches socioécosystémiques développées par ailleurs (e.g. Berkes et al. 2003, Ostrom 2009) ;
- il propose d'identifier les variables « lentes » (*sensu* Carpenter et Turner 2001) et leurs seuils, afin de mieux comprendre et suivre les socioécosystèmes³ (SES) de zones sèches. En effet, la forte stochasticité de certains paramètres de ces zones et leur fonctionnement pulsatile

³ Socioécosystème, système socio-écologique, système Homme-Environnement, nous considérons ces termes comme synonymes. Le premier terme sera adopté et abrégé (SES) dans la suite du texte.

constituent un obstacle aux prédictions de leur évolution à long-terme et rend obsolètes certains indicateurs trop « volatiles » (e.g. le NDVI, Diouf et Lambin 2001) ;

- il promeut une vision multiscale des systèmes de zone sèche. Les composantes des SES sont en effet imbriquées (Berkes et al. 2003) ; les pratiques locales par exemple, sont influencées par des facteurs socioéconomiques et politiques qui s'expriment à des échelles régionale, nationale et supranationale ;
- enfin, le DDP souligne l'importance des savoirs écologiques locaux (SEL) pour guider les modalités de la gestion des zones sèches. Les SEL, qui reposent sur des observations acquises et transmises sur le temps long, peuvent en effet pallier le manque de données et la forte stochasticité qui entravent les savoirs scientifiques (Reynolds et al. 2007).

Notre travail, qui se base sur les avancées récentes des connaissances qu'ont permis les visions non-équilibrées et les cadres d'analyse socioécosystémiques, s'insère dans cette perspective de meilleure compréhension des zones sèches. S'il apparaît aujourd'hui obsolète de considérer la désertification comme un problème local émanant de pratiques d'exploitation non durables (Verstraete et al. 2008), elle n'en demeure pas moins un problème environnemental d'actualité au Maroc saharien, où nos recherches ont été menées. Dans cette région, une augmentation des températures moyennes est attendue, tandis que la forte variabilité des précipitations empêche pour l'instant d'inférer une tendance claire (IPCC 2014). Il est néanmoins raisonnable d'envisager un climat futur plus aride et un allongement des périodes de sécheresse (Schilling et al. 2012). Comment les écosystèmes et les sociétés humaines réagiront-ils et s'adapteront-ils à ces nouvelles conditions ? Les pratiques humaines et l'exploitation du milieu constitueront-elles des facteurs supplémentaires de stress pour les écosystèmes de zones sèches, ou peuvent-elles participer à atténuer le stress climatique ? Dans ce cas, quelles sont alors les conditions de cette atténuation et comment les mettre en œuvre ?

L'intérêt des socioécosystèmes arborés de zones sèches

Pour apporter des éléments de réponse à ces questions, ce travail s'est focalisé sur les SES arborés du Maroc saharien, région dominée par des peuplements d'acacia peu connus au niveau national et régional. A divers degrés, l'arbre est néanmoins une composante centrale dans les écosystèmes de zones sèches. Les formations arborées y jouent un rôle fonctionnel majeur et leur maintien contribue au bon fonctionnement des écosystèmes (Belsky et al. 1989). De plus, elles évoluent sur un temps relativement long et peuvent être ainsi considérées comme un indicateur « lent » de l'état des écosystèmes (Carpenter et Turner 2001). Par ailleurs l'arbre est un élément majeur pour les sociétés humaines et leur subsistance dans ces régions : il leur fournit matière première, aliments ou médicaments (e.g. Pinedo-Vasquez et al. 1990) et contribue tantôt à l'amélioration de la fertilité des terres agricoles (Bayala et al. 2014), tantôt à l'intensification des systèmes agricoles (Reyes et al. 2005), tantôt à la conservation des écosystèmes (Vallejo et Aronson 2006). En d'autres termes, l'arbre, et plus généralement les écosystèmes forestiers, offrent un ensemble de services écosystémiques – les Hommes en tirent des avantages variés (cf. Boîte 1.1, p. 36) – et contribuent à la structuration des sociétés (Pélissier 1980). Mais dans le même temps, l'arbre est planté, taillé, façonné par ces sociétés, jusqu'à parfois, être domestiqué (Michon 2015). Il y a donc une profonde transformation des forêts et des arbres par l'Homme (Heckenberger et al. 2003). Entrer par l'arbre, qui se situe à l'interface de dynamiques environnementales et humaines, paraît donc pertinent pour aborder les zones sèches avec une vision socioécosystémique. Ce travail se base donc sur le postulat que les formations arborées peuvent aider au suivi de la dégradation des écosystèmes de zones

sèches et à l'identification des changements de l'environnement humain (du contexte socioéconomique et culturel) et non-humain (des conditions climatiques ou d'habitats) qui s'opèrent à moyen-terme.

Structuration du présent document

Ce document synthétise une recherche menée entre septembre 2012 et octobre 2015 sur les peuplements d'acacia du Maroc saharien. Il se structure autour de quatre grandes parties, contenant chacune deux chapitres.

La PARTIE I présente un état de l'art qui a permis d'identifier les principaux enjeux de recherche liés aux peuplements d'acacia de la région d'étude. A partir de ce travail et du cadre conceptuel des SES, nous avons établi une problématique articulée autour de trois questions et défini l'approche suivie et les méthodes utilisées (Chapitre 1). Nous présentons ensuite (Chapitre 2) la zone d'étude – dans une perspective écologique et humaine – et les échelles spatiales de travail.

La PARTIE II s'intéresse quant à elle à la place et aux rôles des acacias dans un système de production local. La notion de système de production est comprise ici comme la combinaison des ressources productives mises en œuvre par les paysans⁴ pour leur subsistance : ressources végétales naturelles (sauvages et cultivées), ressources animales, travail, consommations intermédiaires, biens d'équipement (Brossier 1987, Dounias 1993). Face au manque de données sur les systèmes de production de la zone d'étude, une description fine du système étudié (Chapitre 3) a permis de comprendre la façon dont les paysans locaux assurent leur subsistance et la façon dont ils façonnent leur territoire, utilisent ses ressources, et les logiques sous-jacentes. Le Chapitre 4 s'intéresse à la place, aux fonctions et à la gestion des acacias dans ce système, ainsi qu'aux savoirs et représentations qui guident cette gestion (Annexe 1). Ces deux chapitres permettent de formuler des hypothèses sur les conséquences de l'interaction entre les paysans et les acacias sur la dynamique et la conservation des peuplements.

La PARTIE III vise à tester ces hypothèses par des inventaires forestiers. Une méthode par télédétection a permis de caractériser la structure et la dynamique des peuplements d'acacia ainsi que l'influence de l'occupation humaine (Chapitre 5). Ces résultats ont été complétés par des mesures sur le terrain (Chapitre 6 et Annexe 2) afin de caractériser plus finement l'influence des activités humaines sur les individus arborés. Ces deux chapitres traitent donc de l'influence des facteurs environnementaux et humains sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia.

Enfin, la dernière partie s'intéresse à la conservation des peuplements d'acacia du Maroc saharien. Elle traite d'abord dans le Chapitre 7 de la politique forestière marocaine portant sur ces peuplements, à travers son positionnement stratégique, ses outils et sa mise en œuvre sur le terrain. Ce chapitre a permis d'identifier les obstacles auxquels cette politique est confrontée et ses conséquences sur les dynamiques socioéconomiques et écologiques locales. Le Chapitre 8 constitue quant à lui une analyse des résultats obtenus dans les chapitres précédents. Il mobilise le cadre d'analyse des SES pour comprendre de manière intégrée le fonctionnement du SES à acacia étudié et aborder les questions de sa résilience et de sa conservation.

⁴ Un paysan désigne ici toute personne impliquée dans une activité agricole et/ou pastorale pour sa subsistance. Dans le contexte du Maroc saharien, il est à prendre comme synonyme d'agropasteur.

- PARTIE I -

Des sociétés humaines et des arbres au désert

Enjeux de compréhension des socioécosystèmes
arborés des zones sèches



Chapitre 1. *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana* : enjeux et problématique autour d'une espèce emblématique du Sahara

Comprendre l'arbre c'est « reconnaître les formes d'une complicité paradoxale qui fait du défricheur le protecteur de l'arbre et l'agent de son épanouissement, déceler l'enseigne ethnique ou l'empreinte d'une organisation sociale derrière la présence d'un peuplement arboré, en somme, regarder l'arbre comme l'élément primordial de l'environnement et comme le témoin de la société dont ce dernier est largement le produit » (Pélissier 1980).

Les sociétés humaines, en dépit de leur diversité, de leur histoire, de leur culture, de l'environnement dans lequel elles évoluent, ou de leur niveau de développement, ont toutes accordé à l'arbre une place remarquable et, ce faisant, ont modifié ce dernier. Les zones sèches, où l'arbre se fait rare, ne font pas exception à ce processus de co-construction entre Hommes et arbres, entre Nature et Culture. Dans les parcs agroforestiers sahéliens, le paysan africain a intégré les arbres de façon clairsemée dans ses champs, bien conscient de leur intérêt pour lutter contre l'érosion des sols, pour alimenter ses troupeaux, ou pour se protéger et se nourrir (Bayala et al. 2014). Les sociétés pastorales des zones sèches, contraintes par l'aridité à se déplacer, ont de leur côté mis à profit l'arbre et ses produits tout au long de leurs transhumances. Dans des environnements où les ressources pastorales sont rares et fluctuantes, l'arbre offre un filet de sécurité apprécié dans les situations de crise en prodiguant un fourrage pérenne et diversifié (Barrow et Mlengi 2003). Autrement dit, l'arbre fournit au paysan africain des services écosystémiques variés d'approvisionnement et de régulation (cf. Boîte 1.1). En échange, le paysan africain a sélectionné et favorisé certaines essences aux dépens d'autres (Maranz et Wiesman 2003), a façonné le port des arbres pour répondre à ses besoins (Genin et Simenel 2011) et ses troupeaux ont participé à la dispersion et à la régénération des espèces (Reid et Ellis 1995).

Boîte 1.1

Le concept de services écosystémiques

La notion de **services écosystémiques** renvoie à l'ensemble des bénéfices que les humains obtiennent des écosystèmes (MEA 2005). Ces derniers sont classifiés en quatre groupes :

- les **services d'approvisionnement** se définissent comme les biens produits ou fournis par les écosystèmes, et incluent notamment la nourriture, les matériaux, les pâturages, les composés biochimiques ou encore l'eau potable ;
- les **services de régulation** se comprennent comme les bénéfices obtenus de la régulation des processus écosystémiques, dont la purification de l'eau, la pollinisation, ou la régulation du climat ;
- les **services culturels** regroupent l'ensemble des bénéfices non-matériels tirés des écosystèmes, par exemple les activités de loisir, les aspects spirituels ou esthétiques, les éléments créateurs d'une identité culturelle ou d'un territoire, etc. ;
- les **services de support** garantissent quant à eux le maintien de la vie sur Terre et incluent les processus de formation des sols, le cycle des minéraux ou encore la production primaire.

La notion de services écosystémiques souligne l'importance du fonctionnement des écosystèmes pour l'Homme. Jusqu'alors, l'accent était mis sur les composantes des écosystèmes et l'on parlait de **ressources renouvelables**, sans forcément s'intéresser aux processus permettant d'assurer leur renouvellement (Rives 2013). Le terme de services écosystémiques est utilisé ici pour insister sur les aspects fonctionnels de l'écosystème. Le terme de ressource (renouvelable) sera préféré lorsque le propos est centré sur la composante de l'écosystème en tant que telle. La notion de ressource renouvelable est donc à prendre comme un bien exploitable (de Groot et al. 2002), synonyme de service d'approvisionnement.

L'impact des Hommes sur l'arbre dans les zones sèches a très tôt suscité l'intérêt des observateurs extérieurs, missionnaires et scientifiques. L'éleveur nomade et ses troupeaux ont été accusés de dégrader la forêt, et l'agriculteur de la défricher (Davis 2005). Néanmoins certaines de ces accusations ont été remises en question par des études récentes qui ont montré un reverdissement en cours des zones sèches (Helldén et Tottrup 2008). Les origines de ce reverdissement ne sont cependant encore que partiellement comprises, en particulier en ce qui concerne le rôle respectif des facteurs bioclimatiques et humains, ce qui invite d'autant plus à s'intéresser à cette question. En particulier, sans nier les conséquences parfois dramatiques de l'exploitation de l'arbre (Gravier 1996), il semble opportun de reconsidérer certains lieux communs qui ont la peau dure à propos des zones sèches. L'exploitation des arbres par les sociétés agropastorales des zones sèches est-elle systématiquement non adaptée à des écosystèmes fragiles ? La présence des humains dans ces régions constitue-t-elle le principal moteur de la désertification ? Les agropasteurs se contentent-ils simplement d'exploiter l'arbre, sans prise en compte de la nécessité de son renouvellement ? Ces questions illustrent l'étendue des zones d'ombre qui subsistent sur la dépendance mutuelle entre l'arbre et les Hommes dans les zones sèches. Ce travail propose d'en lever certaines parties.

Vachellia tortilis (Forssk.) Galasso & Banfi subsp. *raddiana*⁵ (Savi) Brenan (ex *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*), espèce emblématique du Sahara (Bernus 1992), représente un acteur de choix pour cette contribution, car elle est au centre d'interactions socioenvironnementales où persistent

⁵ Dans la suite du texte, la notation *V. raddiana* désignera *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana*.

de nombreuses inconnues. Certes, anthropologues, ethnologues et géographes ont très tôt vu les liens que les sociétés nomades sahariennes ont tissés, à travers les âges, avec cette essence. De même, cet arbre a reçu l'attention des scientifiques et gestionnaires, ce qui transparait aujourd'hui dans la littérature scientifique ou s'est par exemple concrétisé par la création d'aires protégées et de mises en défens. Néanmoins, malgré une compréhension fine de l'écologie de l'espèce, la question de l'avenir de *V. raddiana* au Sahara se pose sur l'essentiel de sa zone de répartition. L'évolution de l'environnement biotique et abiotique de *V. raddiana* préoccupe : le GIEC prévoit pour la région saharienne une augmentation de température de 4 à 7 °C à l'horizon 2100, tandis que l'évolution des précipitations est plus difficile à anticiper en raison de leur irrégularité (IPCC 2014). Se dessine donc un avenir plus aride, dans lequel le déficit hydrique sera plus prégnant. Ces conditions plus extrêmes compromettent-elles la reproduction et le maintien de *V. raddiana* au Sahara ?

Une seconde source d'incertitude concerne les activités humaines et leurs interactions avec *V. raddiana*. Les sociétés évoluent et redéfinissent sans cesse leurs perceptions du monde, l'usage qu'elles en font, et avec cela leurs stratégies de subsistance. Des changements structurels profonds ont touché les sociétés sahariennes au cours du siècle passé, et les ont parfois amenées à se sédentariser et à abandonner leurs troupeaux (Hobbs et Tsunemi 2007), parfois à abattre les arbres pour satisfaire la demande en charbon de zones urbaines en croissance (Auclair 1996), ou encore parfois à se réfugier dans des camps de fortune en période de crise pour ensuite reprendre leurs activités pastorales grâce à des savoirs écologiques toujours présents (Volpato et Puri 2014). Parce que l'Homme, à travers ses pratiques et ses politiques, façonne les acacias, de l'évolution de son rapport avec les écosystèmes sahariens dépendra aussi l'avenir de l'acacia. Doit-on soustraire l'acacia de l'effet de l'Homme (par des mesures de mise en défens, des aires protégées, etc.) pour garantir sa préservation ? Ou au contraire, mieux comprendre les liens qui unissent l'Homme à l'arbre, afin de mieux accompagner l'évolution des sociétés et de leurs interactions avec cette espèce ?

L'objectif de ce chapitre est de dresser une synthèse de l'état de l'art sur *V. raddiana* et d'identifier les enjeux de recherche actuels. Cela permettra d'aborder les questions précédentes de manière plus spécifique et d'introduire la problématique et les objectifs de ce travail. Il s'agira pour commencer de comprendre en quoi *V. raddiana* est une composante centrale des écosystèmes dans lesquels elle se développe et de mesurer son importance pour les sociétés humaines qui y vivent. Ces éléments nous amèneront à aborder la question de sa conservation à court et moyen-terme et du rôle des facteurs anthropiques et écologiques. Enfin, nous proposerons un cadre analytique, reposant sur une vision socioécosystémique, dans lequel s'inscrit notre problématique de recherche. Les approches et méthodes mobilisées pour y répondre seront aussi présentées.

1. *V. raddiana*, l'arbre au désert et ses multiples services

1.1. PRESENTATION DE L'« ARBRE AU DESERT »

1.1.1 Description taxonomique et aire de répartition

Egalement connu sous les noms d'*Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan et plus anciennement de *Acacia raddiana* (Savi), l'« arbre au désert » – pour reprendre le titre de l'ouvrage de Grouzis et Le Floc'h (2003) – a récemment été renommé en *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana*, suite à une révision de la classification des espèces africaines d'*Acacia s.l.* (Kyalangalilwa et al. 2013). Le genre *Vachellia* fait partie de la famille des *Fabaceae* et des quelques 1 500 espèces d'*Acacia s.l.* du globe, dont une centaine sont africaines (Midgley et Bond 2001). L'espèce *tortilis* forme généralement des arbres pouvant atteindre environ 20 m de hauteur, à tronc rugueux et fissuré et à écorce noire ou brune (FAO 2013). Sur ses rameaux rougeâtres aux jeunes stades, se développent des épines stipulaires blanches appariées et de petites feuilles bipennées. L'inflorescence se compose de glomérules portées par un long pédoncule de 0,4 à 2,5 cm (Grouzis et Le Floc'h 2003). Le terme *tortilis* qualifie la forme torsadée, voire spiralée, de ses gousses. Enfin, quatre sous-espèces de *Vachellia tortilis* sont communément distinguées (Grouzis et Le Floc'h 2003, FAO 2013) :

- subsp. *raddiana* : gousses glabres et non-glanduleuses ; jeunes rameaux, pétioles et rachis foliaire glabres ; couronne ovale ;
- subsp. *heteracantha* : gousses glabres et non-glanduleuses ; jeunes rameaux, pétioles et rachis foliaire légèrement pubescents ; couronne aplatie ;
- subsp. *tortilis* : gousses pubescentes à tomenteuses, larges de 3-5 mm et non-glandulaires ; arbre ne dépassant généralement pas 6 m de hauteur ;
- subsp. *spirocarpa* : gousses pubescentes à tomenteuses avec des poils plus ou moins longs et de nombreuses petites glandes.

Si *Vachellia tortilis* se rencontre sur une bonne partie du continent africain et du Moyen-Orient, les quatre sous-espèces ont généralement des aires de répartition disjointes (FAO 2013), à l'exception des pourtours de la mer rouge où subsp. *raddiana* côtoie subsp. *tortilis* voire, de manière plus ponctuelle, subsp. *spirocarpa*. Ainsi, sur la majorité de son aire de répartition, qui s'étend sur l'ensemble de l'aire péri-saharienne, du Maghreb au Sahel, et déborde dans le Moyen-Orient (Figure 3), *V. raddiana* est la seule représentante de son espèce.

Dans certains secteurs sahariens cependant, *V. raddiana* peut être confondue avec *Vachellia flava* (Forssk.) Kyal. & Boatwr (ex. *Acacia ehrenbergiana* Hayne), avec laquelle elle est parfois associée. Il est néanmoins aisé de les différencier à partir de leur écorce, ou de la couleur de leur inflorescence lorsque la saison le permet (Figure 4). En outre, *V. flava* se présente le plus souvent sous la forme d'un arbrisseau à port buissonnant de 1 à 3 m de hauteur, tandis que *V. raddiana* développe plus souvent un port arbustif de cinq à dix mètres.

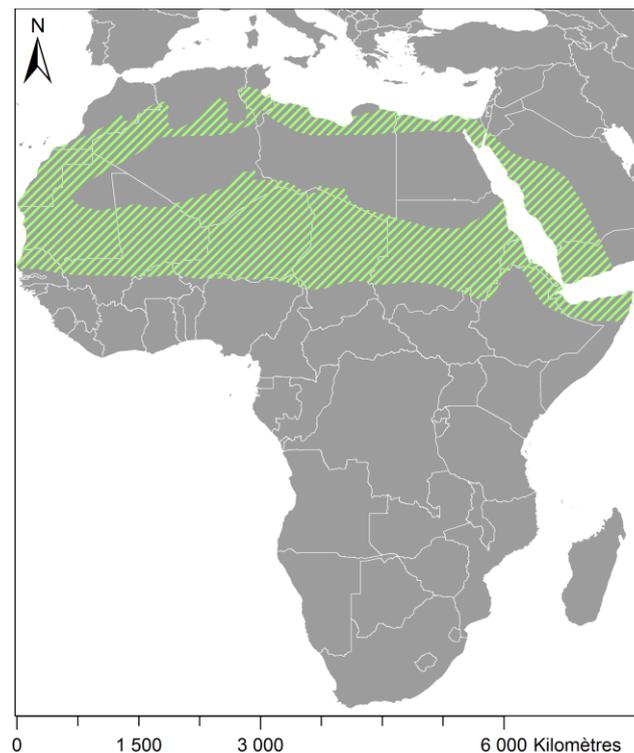


Figure 3 : Aire de répartition de *Vachellia tortilis* (Forssk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan (Source : Le Floc'h et Grouzis 2003).

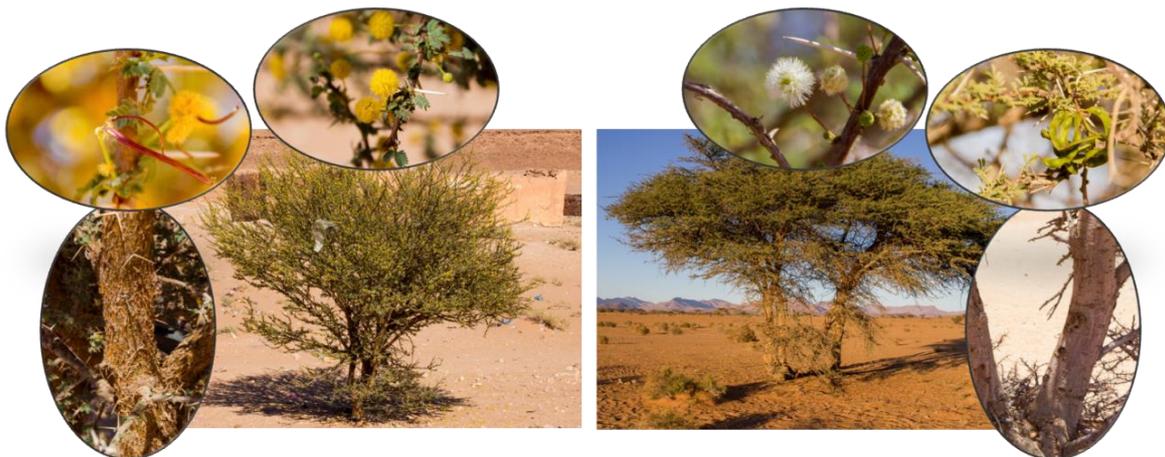


Figure 4: Distinctions morphologiques entre *Vachellia flava* (à gauche) et *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana* (à droite). Photos : J. Blanco.

1.1.2 Autoécologie et adaptation à l'aridité

V. raddiana se développe sous un bioclimat tropical sec et aride au Sahel, et méditerranéen aride et semi-aride en Afrique du Nord. La frontière septentrionale de son aire de répartition correspond aux isothermes qui coïncident avec les valeurs moyennes des minima du mois le plus froid comprises entre 3 et 4°C (Grouzis et Le Floc'h 2003). Sa limite méridionale correspond quant à elle aux isohyètes 700-900 mm. La répartition de *V. raddiana* est donc largement conditionnée par son

caractère thermophile, qui l'empêche notamment de coloniser la frange océanique au nord-ouest. Des individus isolés existent néanmoins à 2 100 m d'altitude dans le massif de l'Ahaggar (Algérie).

Pour certains, *V. raddiana* serait la plus xérophile des angiospermes arborescentes (Sahraoui et al. 1996). Dans le secteur sahélo-saharien, son optimum pluviométrique serait de l'ordre de 300 à 400 mm, ce qui lui permet de constituer des peuplement relativement denses, de l'ordre de 27 individus/ha (Grouzis et Akpo 2003). Mais il n'est pas rare de la trouver dans des secteurs où la pluviométrie annuelle moyenne ne dépasse pas les 200 mm, sous la forme de peuplements d'environ 5 ind./ha, comme par exemple en Tunisie (Noumi et Chaieb 2012). Dans de telles conditions, elle ne colonise que les micro-habitats relativement bien alimentés en eau, tels les dépressions et les plaines d'inondation, les lits d'oueds et les chenaux, ou encore les abords des points d'eau ou des puits (Lahav-Ginott et al. 2001). A l'extrême, dans les micro-habitats favorables, *V. raddiana* peuple des zones où il pleut moins de 50 mm par an (Vassal 1998).

Une telle tolérance à l'aridité et à la sécheresse⁶ est le fruit de diverses adaptations d'ordres anatomique et physiologique. L'hypertrophie de son système racinaire permet ainsi à *V. raddiana* de puiser l'eau à la fois à de grandes profondeurs (plus de 20 m) mais aussi à de grandes distances latéralement tout autour de l'arbre. S'il était initialement supposé que la plante s'approvisionnait surtout à partir des eaux de la nappe phréatique, des recherches récentes ont montré qu'elle était peu sensible aux variations des réserves aquifères (Ward et Rohner 1997) et qu'elle dépendait davantage des courants de circulation des eaux superficielles (Shrestha et al. 2003). *V. raddiana* satisferait donc l'essentiel de ses besoins hydriques grâce aux eaux de surface et à son système racinaire traçant (Sher et al. 2010). En parallèle, *V. raddiana* minimise sa dépense en eau grâce à une faible surface d'évaporation (petites feuilles) et à une réduction de la conductance des stomates lorsque le stress hydrique augmente et que la tension de la sève diminue (Fournier 1993). En cas de conditions hydriques défavorables, l'espèce réduit le diamètre des vaisseaux conducteurs de sève et augmente le diamètre de leur paroi cellulaire afin de maintenir son potentiel hydrique à un niveau acceptable et de limiter le phénomène de cavitation⁷ (Aref et al. 2013). En outre durant l'été principalement, s'observe un phénomène de gommeuse (*i.e.* d'exsudation spontanée de sève, ou gomme), qui est d'autant plus fort que la contrainte hydrique augmente, et qui semble contribuer à faire augmenter la tension de la sève des vaisseaux (Fournier 1993). Enfin, la période et la durée de la feuillaison se synchronisent avec la période où l'humidité atmosphérique est la plus forte, ce qui permet à l'arbre de maximiser son activité photosynthétique avant un certain seuil critique de contrainte hydrique (Do et al. 2005).

1.1.3 Stratégie de reproduction

Evoluant dans un environnement stochastique, *V. raddiana* a adopté une stratégie reproductive de type r. Cette stratégie, qui se retrouve chez de nombreux acacias de zones sèches (*e.g.* Tybirk 1989),

⁶ Le terme aridité fait référence à une situation bioclimatique où le ratio entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle est inférieur à 1. Autrement dit, un climat est aride lorsque les végétaux transpirent potentiellement plus qu'ils ne reçoivent d'eau. La sécheresse se comprend quant à elle comme une période durant laquelle les précipitations sont significativement inférieures aux moyennes de long-terme, avec une réduction sensible de la production primaire des écosystèmes (Le Houérou 1996).

⁷ La cavitation correspond à la rupture de la colonne d'eau dans les tissus conducteurs de la sève brute, ce qui entrave sa circulation et empêche l'alimentation en eau de certaines parties de l'arbre. Ce phénomène est favorisé par le stress hydrique, lorsque l'évapotranspiration est élevée relativement à l'approvisionnement en eau par les racines (Cochard et Granier 1999).

se traduit par une forte production de graines et par à un faible taux de survie des jeunes individus. Lors d'épisodes pluvieux, une régénération abondante de l'espèce s'observe, mais l'essentiel des jeunes plants meurt rapidement sans atteindre le stade de maturité sexuelle (Wiegand et al. 2000). A notre connaissance, aucune étude ne s'est spécifiquement intéressée à la stratégie de pollinisation et de dispersion des graines de *V. raddiana*. Toutefois, les nombreux travaux menés sur d'autres espèces d'acacia africaines peuvent apporter des éléments de réponse. Les acacias seraient essentiellement zoogames, leur pollinisation étant assurée par des insectes, des oiseaux, des chauve-souris (Stone et al. 2003), ainsi que, pour certaines espèces, les grands herbivores (Du Toit 1990). La dispersion des graines serait de même fortement tributaire de ces grands herbivores (Coe et Coe 1987), même si certaines espèces affichent un certain degré d'anémochorie, dont *Senegalia senegal*⁸ (Argaw et al. 2003). *V. tortilis* est quant à elle endozoochore, essentiellement dispersée par les ongulés (Argaw et al. 2003). Les grands herbivores, attirés par les produits des acacias (fourrage foliaire, graines et gousses), contribuent ainsi à la dispersion des graines sur de longues distances, à leur survie et à leur germination (cf. 2.3.1 ci-après). Ce genre d'association entre espèces végétales et animales est le signe d'une coévolution, c'est-à-dire d'une modification des traits d'une espèce en réponse à la modification des traits d'une autre (Janzen 1980).

1.2. INFLUENCE DE *V. RADDIANA* SUR LES ECOSYSTEMES DE ZONES SECHES

Contrairement aux zones tempérées où la végétation herbacée est progressivement remplacée par une végétation arborée (on parle alors de succession écologique), la fréquence élevée des perturbations dans les zones sèches, dont les incendies et le pâturage, conduisent à la coexistence des arbres et des herbacées (Scholes et Archer 1997). S'observent alors des mécanismes de facilitation entre les arbres et la végétation de sous-étage, ces derniers ayant un effet fertilisant sur le sol et créant un micro-habitat favorable (Belsky et al. 1989). Ce constat général est cependant à nuancer selon les espèces (Belsky et al. 1993a), ce qui invite à s'interroger plus spécifiquement sur les données propres à *V. raddiana*.

1.2.1 *V. raddiana*, facilitatrice de l'écosystème

De nombreuses études ont évalué l'influence de *V. raddiana* sur le sous-étage végétal et ont cherché à en comprendre les mécanismes. Un effet positif de l'espèce a été mis en évidence sur la richesse et la diversité floristique (Munzbergova et Ward 2002, Grouzis et Akpo 2003, Abdallah et al. 2008), ainsi que sur la biomasse et le couvert végétal (Abdallah et al. 2008). *V. raddiana* modifie aussi la composition floristique (Abdallah et Chaieb 2010) en favorisant les espèces ayant un cycle de vie précoce et long (Grouzis et Akpo 2003). Elle pourrait en ce sens contribuer à la conservation de ces espèces inféodées au micro-habitat qu'elle crée (Munzbergova et Ward 2002).

L'influence de *V. raddiana* sur la végétation du sous-étage résulte de deux mécanismes distincts. D'une part, le sol sous l'arbre présente de plus forts taux de matière organique, une plus grande réserve minérale et des conditions hydriques plus favorables que le sol à découvert (Abdallah et al. 2008, Noumi et Chaieb 2012). La fertilisation minérale des sols par l'arbre semble avoir

⁸ Anciennement nommé *Acacia senegal* (Kyalangalilwa et al. 2013).

plusieurs origines : (1) la chute des feuilles et des fruits riches en azote⁹ (Deans et al. 2003) ; (2) la remontée de minéraux depuis les couches profondes du sol *via* le système racinaire (Belsky et al. 1989) ; (3) l'accumulation de long terme de minéraux à la base du tronc (Belsky et al. 1993b) ; ainsi que (4) une fertilisation indirecte par l'avifaune pour laquelle l'acacia constitue un lieu de passage ou de nidification (Belsky et al. 1989). Par ailleurs, *V. raddiana* intercepte une partie du rayonnement solaire dans un environnement où la forte évapotranspiration, associée à la faiblesse des précipitations, constitue la principale contrainte pour la végétation. Elle crée ainsi sous son couvert un micro-habitat privilégié, dans lequel les températures sont plus clémentes (Abdallah et Chaieb 2010) et l'humidité plus conséquente (Grouzis et Akpo 2003).

Sans conteste, *V. raddiana* joue un rôle d'espèce facilitatrice pour la flore, face auquel les mécanismes de compétition interspécifiques semblent plus limités (Jeltsch et al. 1996a). Ce rôle profite par ailleurs à la faune sauvage qui bénéficie d'une végétation de sous-étage plus fournie, de ressources fourragères et d'ombrage (Attum et Mahmoud 2012). Autrement dit, à travers l'ensemble de ces effets facilitateurs, *V. raddiana* fournit divers services écosystémiques de régulation (cf. Boîte 1.1, p. 36) qui améliorent la productivité des écosystèmes.

1.2.2 Variations de l'effet facilitateur

L'ampleur de l'effet facilitateur de l'espèce est néanmoins modulée par un certain nombre de facteurs, que l'on peut regrouper en trois grandes catégories. La première concerne la taille des arbres (en termes de surface de houppier ou de diamètre du tronc). Il a ainsi été montré que la fertilisation des sols était moindre sous les petits arbres (Munzbergova et Ward 2002) et que les petits individus, qui ont une emprise ombragée moins importante que les grands aux couronnes plus larges, offrent des micro-habitats moins favorables. Le climat constitue lui aussi un facteur de variabilité : l'effet facilitateur de *V. raddiana* s'accroît lors des périodes sèches et de stress hydrique accru (Abdallah et Chaieb 2010, Abdallah et al. 2012). Durant ces périodes, la végétation sous-canopée se distingue davantage de la végétation hors-canopée que durant les périodes humides, ce qui suggère un rôle tampon de l'arbre face à des conditions environnementales variables et défavorables. La troisième catégorie concerne l'activité anthropique. En situation de surpâturage, l'effet facilitateur semble même ne plus être perceptible, ce qui s'expliquerait par la consommation des feuilles par les animaux et la perte de la fertilisation par la litière foliaire (Abdallah et al. 2008, 2012). En outre, le pâturage influe sur la croissance de l'arbre, réduisant ainsi la hauteur des individus (Noumi et al. 2010b) et de ce fait leur effet facilitateur.

1.2.3 *V. raddiana*, espèce clé de voûte des écosystèmes arides

Le concept d'espèce clé de voûte, introduit par Paine (1969), s'applique aux espèces ayant un rôle fonctionnel majeur pour l'écosystème. Revenant sur la genèse du concept, ses controverses, et ses évolutions, Davic (2003) définit une espèce clé de voûte comme une espèce qui interagit fortement avec les autres espèces de l'écosystème, relativement à sa faible biomasse par rapport aux espèces

⁹ Pour rappel, *V. raddiana* est une légumineuse qui fixe naturellement l'azote atmosphérique grâce à une association racinaire avec des champignons (les mycorhizes). L'azote fixé se retrouve dans l'ensemble du végétal, notamment les feuilles (Ndoye et al. 1995).

du même groupe fonctionnel¹⁰. En particulier dans les systèmes non-équilibrés, une espèce clé de voûte assurerait un rôle régulateur entre les différentes espèces, permettant ainsi leur coexistence (Caswell 1978). L'un des intérêts de ce concept est de guider les priorités de conservation.

Les mécanismes d'interaction décrits précédemment entre *V. raddiana* et les composantes floristiques, faunistiques et abiotiques de son milieu la rendent éligible, selon plusieurs auteurs, au statut d'espèce clé de voûte (Munzbergova et Ward 2002, Noumi et al. 2012). Présente sous la forme d'arbres dispersés, *V. raddiana* assure en effet des fonctions écologiques multiples et spécifiques, à une échelle locale et à celle du paysage (Tableau 2). A travers ces différentes fonctions, *V. raddiana* contribue ainsi à l'augmentation de la biodiversité (structurelle et fonctionnelle) des écosystèmes à diverses échelles (de la génétique à la paysagère). Elle participe au bon fonctionnement des écosystèmes (Hooper et al. 2005) et à la production de services écosystémiques variés ; sa conservation représente donc un enjeu majeur pour le maintien de la diversité et de la productivité des écosystèmes de zones sèches et donc pour la lutte contre la désertification.

Tableau 2 : Fonctions écologiques assurées par les arbres dispersés (d'après Manning et al. 2006)

Echelle locale	Echelle du paysage
Création d'un microclimat spécifique	Augmentation du couvert arboré
Augmentation de la richesse minérale des sols	Augmentation de la connectivité pour les animaux
Augmentation de la richesse végétale	Augmentation de la connectivité génétique entre les populations d'arbres
Augmentation de la complexité structurelle	Fourniture de matériel génétique
Habitat pour la faune	Points focaux pour les projets de restauration

1.3. V. RADDIANA ET SOCIÉTÉS HUMAINES

1.3.1 *V. raddiana*, l'arbre aux multiples usages

Grâce à son effet facilitateur sur la végétation, *V. raddiana* participe à l'amélioration des pâturages : en termes quantitatifs d'une part au travers d'une augmentation générale de la biomasse du sous-étage ; en termes qualitatifs d'autre part en permettant l'installation d'espèces ayant une meilleure valeur fourragère (Akpo et al. 2003). Par ailleurs, *V. raddiana* est une ressource pastorale directe – à travers ses feuilles, ses gousses, ses fleurs, ses jeunes rameaux et ses épines – pour les troupeaux de caprins et de camelins (Le Floc'h et Grouzis 2003). Son fourrage est particulièrement riche en protéines brutes (Heneidy 1996) et son cycle de vie permet à ce que tout au long de l'année, au moins un type de fourrage soit disponible sur l'arbre pour les animaux (Andersen et al. 2014). Cet approvisionnement régulier et diversifié est particulièrement important dans un contexte où les autres ressources fourragères sont à la fois rares, fluctuantes et imprévisibles ; il permet aux éleveurs et à leurs troupeaux de mieux gérer l'aléa et les périodes de crise (Barrow et Mlenge 2003). Ce rôle crucial de *V. raddiana* pour l'élevage a été confirmé par une étude auprès de Sahraouis en Algérie, qui ont classé cette espèce en tête de liste des espèces fourragères consommées par les camelins (Volpato et Puri 2014). Enfin, les acacias sont également une source d'ombrage très appréciée, non seulement par les Hommes, mais aussi par le bétail (Rohner et Ward 1999).

¹⁰ Un groupe fonctionnel est constitué par un ensemble d'espèces qui assurent, dans un écosystème donné, les mêmes fonctions écologiques.

Outre son importance pour l'activité de subsistance principale des éleveurs nomades, *V. raddiana* participe, à travers divers usages, à la perpétuation du mode de vie des sociétés sahariennes. Elle procure de nombreux services écosystémiques d'approvisionnement (ou ressources renouvelables, cf. Boîte 1.1, p. 36). Son bois est utilisé comme combustible pour la cuisson et le chauffage et comme matériau pour la construction de poulies, de clôtures et la confection d'objets divers, tels les ustensiles de cuisine, les puisards et les gaules (Sidiyene 1996). Ses racines donnent au berger son bâton (Bernus 1979). Son écorce riche en tannins est utilisée en mégisserie pour tanner les peaux (Sidiyene 1996) et en sparterie pour fabriquer des lanières et des cordages (Bernus 1979). Ses gousses et ses graines, bouillies ou moulues en farine, nourrissent les Hommes durant les périodes de disette, même si cet usage est anecdotique (Grouzis et Le Floc'h 2003). Enfin, les usages de *V. raddiana* en pharmacopée traditionnelle sont variés et mobilisent différentes parties de l'arbre, dont l'écorce, les feuilles, ou encore la gomme (Bellakhdar 1997). Cette dernière en particulier fait partie des gommés arabiques, terme qui regroupe l'ensemble des gommés produites par les espèces du genre *Acacia s.l.* et dont plus des trois quarts de la production mondiale est assurée par *Vachellia seyal* au Soudan (Anderson 1978). A notre connaissance, aucune donnée n'existe concernant la part de *V. raddiana* dans la production de gomme arabique au niveau mondial.

Pour les sociétés sahariennes qui côtoient *V. raddiana*, cette espèce est également source de services culturels et d'aménités environnementales multiples. Individu emblématique de cette espèce, l'arbre du Ténéré servait de repère topographique pour les caravaniers et marquait l'emplacement d'un puits (Bernus 1992). Dans certaines régions, les acacias sont appelés du nom d'un homme dont l'histoire personnelle est associée à celle de l'arbre. Ils constituent également des espaces de rites, de cultes et de croyances, qui alimentent les imaginaires individuels et collectifs (Hobbs et al. 2014). Enfin, comme le note Bernus (1992), l'acacia n'est pas un oublié de la religion, puisqu'il est promis aux élus des Cieux pour son ombre bienfaisante et comme une assurance d'eau en abondance (Le Coran, Sourate LVI, versets 27-31). Il n'y a dès lors rien d'étonnant de constater qu'autour de *V. raddiana*, gravite un langage spécifique et diversifié. Par exemple, Andersen et al. (2014) ont référencé en Égypte 32 termes en langue arabe ou bédouine associés à un organe, une pratique ou un état particulier de *V. raddiana*. Au Mali, un vocabulaire riche permet également de distinguer les différentes parties de l'arbre, de caractériser son port, son stade de développement, ou encore les différents types de gomme (Sidiyene 1996).

Enfin, *V. raddiana* n'est pas l'apanage exclusif des résidents historiques du Sahara, ni des préoccupations liées à un mode de vie « traditionnel ». Elle est actuellement mobilisée un peu partout dans le monde dans le cadre de projets de lutte contre la désertification (Grouzis et Le Floc'h 2003) pour ses services écosystémiques de régulation précédemment évoqués. Par exemple, la réhabilitation des acacias sahariens fait partie des axes d'intervention prioritaires au Maroc, définis dans le programme d'action national de lutte contre la désertification et contre l'ensablement (HCEFLCD 2013). Néanmoins, *V. raddiana* reste peu performante, comparée à d'autres espèces, dans les projets de replantation car l'espèce souffre des prédateurs et affiche des taux de survie parmi les plus bas (Grouzis 1984).

1.3.2 *V. raddiana*, espèce clé de voûte culturelle ?

Par analogie au concept d'espèce clé de voûte en écologie, les ethnosciences, qui s'interrogent sur le devenir de la culture chez les humains lorsque leurs paysages et leurs écosystèmes changent, ont introduit celui d'espèce clé de voûte culturelle (Garibaldi et Turner 2004). Il a ainsi été proposé par

ces auteurs qu'une espèce clé de voûte culturelle soit une espèce culturellement saillante qui façonne de manière décisive l'identité culturelle d'un peuple, en raison de ses fonctions pour l'alimentation, la fourniture de matériaux, la médecine, et les pratiques spirituelles (Garibaldi et Turner 2004). La difficulté posée par ce concept est celle de l'identification d'une telle espèce, et notamment de la distinguer d'une autre qui ne serait que culturellement importante (Davic 2003b). Autrement dit, l'enjeu est de répondre à la question suivante : la disparition de l'espèce implique-t-elle une redéfinition profonde de la société qui en a l'usage, une reconfiguration des rapports entre les humains et la nature, de telle sorte que cette société devienne toute autre ? Par ailleurs, le concept de clé de voûte culturelle questionne sur l'échelle à laquelle il doit être utilisé, celle de l'espèce ou de l'écosystème dans son ensemble. C'est ainsi que Platten et Henfrey (2009) proposent qu'une clé de voûte culturelle ne soit pas uniquement une espèce, mais plutôt un système d'éléments assurant des fonctions non-redondantes et cruciales au maintien d'un certain niveau de complexité structurelle, ou, comme l'explique Ellen (2006), au maintien d'environnements anthropogéniques, de systèmes de subsistance et de façons de vivre.

Certes, *V. raddiana* prodigue de nombreux bienfaits mobilisés par les populations sahariennes et au-delà. Pour autant, sa disparition signerait-elle celle de l'élevage transhumant au Sahara ou des modes de vie des sociétés sahariennes ? Sans l'acacia, les humains ne seraient-ils plus en mesure de se soigner, de s'approvisionner en matériaux, de se repérer, et leurs rapports sociaux en seraient-ils modifiés ? En l'état actuel des connaissances, ces questions restent en suspens.

2. Dynamiques et conservation des peuplements de *V. raddiana*

2.1. UN APERÇU GENERAL CONTRASTE

2.1.1 *Dynamiques de V. raddiana en Afrique du Nord*

En Afrique du Nord, seulement trois études – accessibles dans la littérature internationale – ont traité de la structure et de la dynamique des peuplements de *V. raddiana*. A partir d'une analyse diachronique entre 1961 et 1992 dans les monts Ougarta en Algérie, Sahraoui et al. (1996) ont constaté une augmentation des surfaces colonisées par les acacias, de leurs effectifs et de leur densité. Dans ce secteur, où les Hommes et leurs troupeaux côtoient *V. raddiana*, les auteurs identifient le régime pluviométrique comme moteur principal de la dynamique progressive observée. Cette tendance se retrouve en Tunisie, sur les quelques 16 000 ha que couvre le parc national de Bou Hedma, où les peuplements d'acacia sont dominés par des arbres de petit diamètre, signe de leur renouvellement¹¹ (Jaouadi et al. 2012a). Ces résultats contredisent les déficits d'arbres juvéniles mis en lumière par Noumi et Chaieb (2012) sur les 5 000 ha classés en zone de protection intégrale dans ce même parc. Ces différences s'expliquent-elles par des variations méthodologiques entre les inventaires de terrain (Noumi et Chaieb 2012), les inventaires par télédétection (Jaouadi et al. 2012a) et les approches diachroniques (Sahraoui et al. 1996) ? Sont-elles au contraire le résultat d'une hétérogénéité spatiale forte dans les dynamiques des acacias ? Ou proviennent-elles d'une influence anthropique significative – via le pâturage et l'abattage d'arbres par les agriculteurs ou les bûcherons – sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia ?

¹¹ Cf. Boîte 5.1, p. 181.

2.1.2 Dynamiques de *V. raddiana* au Moyen-Orient

Une plus grande attention a été accordée aux peuplements d'acacia du Moyen-Orient, notamment en Egypte et en Israël. Plusieurs études diachroniques basées sur des approches de télédétection et d'inventaires de terrain, ont permis de caractériser les dynamiques temporelles à long-terme de *V. raddiana* dans le désert du Néguev. BenDavid-Novak et Schick (1997) dressent un bilan positif de l'évolution du nombre d'arbres de façon très locale (de 55 arbres en 1972 à 60 en 1994), mais mettent en évidence des tendances opposées entre les deux sites étudiés. En considérant une période plus longue (de 1956 à 1996), Lahav-Ginott et al. (2001) confirment à la fois cette tendance globale positive – avec une augmentation de la taille et du nombre d'arbres – ainsi que la forte variabilité spatiale selon la topographie et le micro-habitat, se traduisant parfois par des déclin locaux. Des conclusions diamétralement opposées ont été dressées par Andersen et Krzywinski (2007), avec un déclin général des peuplements qui masque des accroissements locaux. D'autres approches se sont basées sur la démographie des peuplements (cf. Boîte 5.1, p. 181) obtenue à partir de mesures d'arbres, pour inférer l'évolution probable des peuplements de *V. raddiana*. Toujours dans le Néguev, Stavi et al. (2014) et Ward et Rohner (1997) rapportent ainsi de forts taux de mortalité (près de 30%) associés à un déficit de petits arbres, indiquant un avenir plus qu'incertain. Pour assseoir cette inquiétude, Ward et Rohner (1997) soulignent l'augmentation du taux de mortalité entre 1981 et l'année de leur étude.

2.1.3 Des résultats et des dynamiques hétéroclites

A partir de ce rapide tour d'horizon sur des sites variés, il semble prématuré d'arrêter un avis sur l'avenir de *V. raddiana* dans quelque secteur que ce soit, notamment face au manque de données disponibles. L'immensité de l'aire de répartition de cette espèce n'a en effet de mesure que l'étroitesse des zones où elle a été étudiée. Un constat d'autant plus alarmant que ses dynamiques semblent être soumises à une forte variabilité spatiale, à petite et grande échelles. A moins que, là encore, les paradigmes et les méthodes mobilisés ne soient à l'origine de ces résultats contrastés, et échouent à fournir une vision représentative des dynamiques « réelles » en cours ? Cette question a été soulevée maintes fois à propos des zones sèches (DeAngelis et Waterhouse 1987), et *V. raddiana* ne fait pas exception (Wiegand et al. 2004). En effet, pour Andersen et Krzywinski (2007), le choix de l'échelle spatiale à laquelle le chercheur porte son regard modifie la vision qu'il obtient des peuplements de *V. raddiana*. Ces propos s'illustrent par la divergence des résultats obtenus au Néguev, ainsi que dans le parc de Bou Hedma. Wiegand et al. (2000b) insistent quant à eux, sur le choix de l'échelle temporelle, qui n'a rien d'anodin dans un contexte d'environnement pulsatile où des phénomènes ponctuels masquent les dynamiques de long-terme. Pour conclure, la littérature, peu abondante et avec ses résultats contradictoires, peine à répondre à la question de la conservation de *V. raddiana* au Sahara. Ce constat ne signifie pas pour autant que les facteurs qui interagissent avec l'arbre et ses dynamiques n'aient pas été identifiés.

2.2. MENACES AU MAINTIEN DE *V. RADDIANA*

Les principaux facteurs responsables de la diminution des peuplements de *V. raddiana* ont été regroupés en trois catégories selon leur origine : abiotique (conditions climatiques, topographiques, etc.), biotique (faune sauvage, maladies, etc.) et anthropique (y compris les animaux domestiques).

2.2.1 La sécheresse, principale menace abiotique

Malgré la tolérance de *V. raddiana* à la sécheresse, cette dernière représente une menace majeure au maintien de l'espèce. D'une part, un stress hydrique trop important signerait la mort de l'arbre : dans les sites où l'humidité de l'air augmente et l'évapotranspiration diminue, la mortalité des acacias s'accroît (Stavi et al. 2014). Cette mortalité concernerait davantage les petits arbres, en raison de leur système racinaire moins développé et de leur capacité plus limitée à aller chercher l'eau profondément dans le sol ou loin de l'arbre (Shrestha et al. 2003). En outre, la germination de la graine et la survie des plantules les premières années ne se réalisent que lorsque les conditions hydriques sont favorables sur une période suffisamment longue (Danthu et al. 2003) ; les périodes de sécheresse empêcheraient, quant à elles, tout recrutement¹² de nouveaux arbres. Or la biologie de l'acacia est adaptée aux épisodes récurrents de sécheresse et le maintien des peuplements semblerait se satisfaire de moins de deux grands épisodes de recrutement (donc de précipitations abondantes) par siècle (Wiegand et al. 2004) : la sécheresse, en elle-même, ne constitue pas une menace, mais son intensification et l'augmentation de sa durée, en est une.

2.2.2 Les ravageurs et parasites

Certains insectes sont des prédateurs de *V. raddiana*. Si les chenilles défoliatrices nuisent au développement du feuillage et à la fructification, leur influence semble faible par rapport à celle des précipitations (Diouf et Zaafouri 2003). A l'inverse, les bruches (*Bruchidius* sp.) représentent une menace plus préoccupante pour le renouvellement des peuplements de *V. raddiana* (Wiegand et al. 1999, Noumi et al. 2010a). Ces insectes de la famille des coléoptères pondent leurs larves dans les graines d'acacia (Figure 5), à l'intérieur des gousses (Derbel et al. 2007), et réduisent sensiblement leur capacité germinative (Rohner et Ward 1999).



Figure 5 : Gousse de *V. raddiana* dont sept des neuf graines ont été attaquées par les bruches. Photo : J. Blanco.

¹² En sciences forestières, le recrutement correspond au passage d'un arbre dans la classe de taille supérieure. Cette notion est notamment utilisée pour évoquer le passage d'un individu du stade de plantule (non mesurable car trop petite, et ayant une forte probabilité de mourir rapidement) à celui de jeune arbre (mesurable et dont les chances de survie sont meilleures).

Pas moins de 10 espèces différentes s'attaqueraient à *V. raddiana* (Delobel et al. 2003), avec par endroit des taux d'infestation dépassant les 80% en Tunisie (Noumi et al. 2010a) et les 97% en Israël (Rohner et Ward 1999). Les bruches constitueraient ainsi la deuxième cause explicative (avec la sécheresse) des déficits de régénération et de recrutement de l'espèce. Quant au gui (*Plicosepalus acaciae* (Zucc.) Wiens & Polhill, Loranthaceae), un parasite qui exacerbe le stress hydrique de la plante, il ne semble pas entraîner une mortalité accrue (Bowie et Ward 2004).

2.2.3 Menaces directes et indirectes liées aux activités humaines

L'évocation des activités humaines dans les zones sèches renvoie souvent aux problèmes du (sur)pâturage et du charbonnage (Le Houérou 2002). En Tunisie, il a été démontré que le pâturage conduisait à des peuplements arborés moins denses et à des individus plus petits, sans nuire pour autant à leur survie (Noumi et al. 2010b). Ces résultats corroborent ceux de Rohner et Ward (1999) au Néguev, qui révèlent un ralentissement de la croissance des acacias et un fort taux de petits individus dans les sites intensément pâturés, sans que cela n'entraîne de modification significative de la démographie des peuplements. Un consensus existe sur l'influence du pâturage : s'il a un effet négatif sur la structure des acacias, il ne représente pas une menace à leur maintien, et serait à l'inverse à envisager comme un atout (cf. 2.3.1 ci-après). Le déclin de l'élevage et du pâturage pourrait en revanche constituer une menace au maintien de *V. raddiana* (Ward et Rohner 1997).

L'exploitation de bois pour la production de charbon constitue quant à elle un problème majeur (Andersen et Krzywinski 2007b). En fonction de son intensité, cette activité peut conduire à de très forts taux de mortalité, alors que l'acacia ne se régénère qu'occasionnellement et croît lentement. Les bédouins interrogés par Hobbs et al. (2014) confirment qu'une conjoncture favorable au marché du charbon peut causer des ravages dans les peuplements de *V. raddiana*. A l'heure actuelle, en Tunisie et dans le Néguev – les deux seules zones pour lesquelles nous disposons d'informations fiables – il semblerait que cette activité ait fortement diminué, voire soit inexistante (Andersen et Krzywinski 2007b, Noumi et Chaieb 2012). En Algérie en revanche, Sahraoui et al. (1996) évoquent la persistance des abattages, mais indiquent que ces derniers n'empêchent pas l'expansion des peuplements.

La menace qui semble aujourd'hui la plus prégnante est liée à l'expansion des grandes infrastructures. Les fortes mortalités constatées dans le désert du Néguev seraient ainsi imputables à la construction de barrages (BenDavid-Novak et Schick 1997) et de routes (Ward et Rohner 1997). Ces ouvrages modifient les courants de circulation des eaux superficielles, privant de ce fait les arbres situés en aval de leur principale source d'approvisionnement en eau. L'augmentation du stress hydrique qui en découle fragilise l'arbre, jusqu'à lui être parfois fatal.

2.3. LES ATOUS AU MAINTIEN DE *V. RADDIANA*

2.3.1 Les herbivores et les frugivores, assistants de la régénération de *V. raddiana*

La régénération naturelle d'un peuplement d'arbres est l'aboutissement d'un processus qui se décompose en plusieurs phases, dont : (1) la production de graines viables par les individus ayant atteint la maturité sexuelle, (2) la dispersion des graines dans un habitat favorable, (3) leur germination, et enfin (4) la survie des jeunes individus jusqu'à maturité (Clark et al. 1999). Ces phases

sont dépendantes de divers facteurs exogènes, qui jouent en faveur ou défaveur de la régénération des peuplements. Chez *V. raddiana*, la germination est conditionnée par des facteurs climatiques, notamment la température et l'humidité (Danthu et al. 2003). En outre, la graine est recouverte d'un tégument imperméable – qui assure la conservation des graines sur de longues périodes – qui doit être endommagé (ou scarifié) pour permettre la germination (Danthu et al. 2003). Les frugivores assurent cette fonction en digérant les graines sans les tuer (scarification chimique) : celles qui se retrouvent dans les déjections animales ont un potentiel de germination plus élevé que les graines non-digérées (Reid et Ellis 1995). Dans le même temps, les frugivores contribuent à la dispersion des graines (Rohner et Ward 1999) : ingérées à un endroit, ces dernières sont déféquées ailleurs, loin de leur parent, ce qui diminue la compétition intraspécifique (Miller 1996) et les risques de prédation et de mortalité des graines et des plantules (Howe et Smallwood 1982). Par ailleurs, les herbivores réalisent une double action à travers le piétinement : ils effectuent une scarification physique des graines et rompent la croûte de battance qui se forme sur les sols sahariens, ce qui faciliterait l'installation de la graine dans un micro-habitat propice à sa germination (Noumi et al. 2010b). En conclusion, herbivores et frugivores favorisent la régénération de *V. raddiana* (Noumi et al. 2010b) et leur réintroduction dans certaines zones pourrait être une solution aux difficultés de renouvellement de l'espèce (Ward et Rohner 1997, Wiegand et al. 2004). Dans les zones menacées par les bruches, ils pourraient par exemple constituer un moyen de lutte en diminuant les probabilités d'infestation des graines (en limitant la durée durant laquelle les graines sont exposées aux insectes et en les éloignant des arbres infectés, Rohner et Ward 1999).

2.3.2 Pratiques locales de gestion de *V. raddiana*

Des informations récentes sur les pratiques locales de gestion de *V. raddiana* ne sont disponibles qu'au désert du Néguev, où l'on peut distinguer des pratiques de conservation (liées à la protection des jeunes plantules) et des pratiques de maturation (liées à des opérations techniques sur les arbres plus vieux) qui accompagnent les arbres tout au long de leur croissance. Ainsi, les jeunes plants sont parfois protégés par des pierres ou des branches épineuses (Andersen et Krzywinski 2007b). Des petits chenaux sont également creusés pour piéger les eaux à leur pied et faciliter ainsi leur survie les premières années (Andersen et al. 2014). En revanche, aucune logique volontariste de plantation d'arbres n'existe chez les populations d'Egypte ou du Soudan (Hobbs et al. 2014). L'inventaire le plus exhaustif concernant les pratiques de gestion spécifiques à *V. raddiana* se trouve dans l'étude d'Andersen et al. (2014), qui identifient notamment :

- le recouvrement des racines exposées par du sable ;
- la mise en place de supports de soutien pour des branches penchées ;
- la fumigation des arbres malades contre les insectes ;
- l'élagage des branches malades ;
- les tailles de formation destinées à stimuler la croissance et revitaliser l'arbre ;
- l'élagage de branches matures dans un souci de renouvellement ou de récolte ;
- la collecte des gousses, feuilles, bourgeons et fleurs en secouant l'arbre ;
- la vente des dromadaires qui cassent les branches d'acacias.

Les auteurs soulignent l'utilité de ces pratiques, destinées à augmenter la production de fruits et autres matières végétales, ainsi que la longévité des arbres (Andersen et al. 2014).

3. Cadre conceptuel, approche et méthodes

3.1. VERS UNE VISION SOCIOECOSYSTEMIQUE DE *V. RADDIANA*

3.1.1 Synthèse générale de l'état de l'art

Arbre relique d'une époque où le Sahara connaissait un tout autre climat (cf. Boîte 1.2 ci-contre), *V. raddiana* affiche une capacité d'adaptation aux évolutions de son environnement. La biologie de l'espèce lui permet de résister aux conditions les plus extrêmes de sécheresse et de mettre à profit les rares épisodes pluvieux pour croître et se reconstituer. Par son maintien, *V. raddiana* semble avoir contribué à l'amélioration des conditions de vie de l'ensemble du monde vivant partageant son espace. Sa présence est ainsi bénéfique à l'installation et au développement de la strate herbacée, et permet à cette dernière de mieux faire face aux périodes sèches. La faune sauvage bénéficie également de l'habitat et de la nourriture issus de l'acacia, de manière directe ou indirecte. Eligible au statut d'espèce clé de voûte écologique, *V. raddiana* prodigue de surcroît ses bienfaits aux sociétés humaines qui, depuis des millénaires, parcourent les territoires aujourd'hui désertiques du Sahara. Ces dernières ont su exploiter cet arbre de multiples façons, pour leurs besoins quotidiens et surtout pour ceux de leurs troupeaux, lui assignant par ce biais une grande valeur socioéconomique et culturelle. L'importance de *V. raddiana* pour ces sociétés se traduit par l'attention qu'elles portent à sa conservation, même si leurs besoins priment parfois sur ceux de l'espèce. Les pratiques humaines semblent néanmoins peser moins que l'influence des animaux d'élevage sur la structure et la dynamique des peuplements. L'état de l'art concernant *V. raddiana* permet de faire tomber une idée communément répandue, qui rend le bétail coupable de la dégradation des « forêts » d'acacia. Si la communauté scientifique diverge sur certains points, elle s'accorde en effet pour conclure que le pâturage ne tue pas l'arbre – même petit – et que bien au contraire, il faciliterait sa régénération. Certes, l'influence du pâturage résulte de l'effet de multiples facteurs et interactions dont certains restent à éclaircir, mais la relation qui associe l'élevage transhumant à la dégradation environnementale se fait déjà plus ténue.

Au Maroc, qui constitue notre terrain de recherche, aucune donnée académique n'existe sur *V. raddiana*, à l'exception de deux travaux de stage d'ingénieur forestier (Ould Fadily 1992, Achour 1994) et de quelques rapports d'un projet de recherche mené entre 2000 et 2006 par la GIZ (l'agence allemande pour la coopération internationale, ou *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit*) dans le cadre de l'observatoire des zones arides OSS-ROSELT (Yassin et al. 2005). Par ailleurs, le manque de données sur la dynamique actuelle des peuplements ne se limite pas au Maroc et est généralisé, malgré quelques exceptions en Egypte, Israël, Tunisie et Algérie. Comblé cette lacune semble donc crucial pour mieux anticiper le devenir des peuplements de *V. raddiana* au Sahara et pour mieux les protéger si nécessaire.

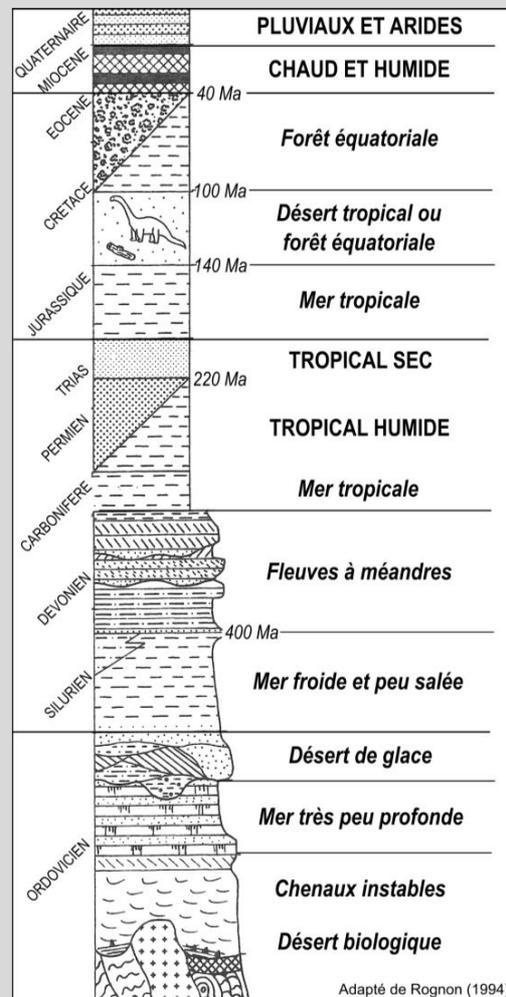
Outre cette lacune, l'état actuel des connaissances fournit une vision relativement diversifiée des interactions entre *V. raddiana* et les facteurs biotiques et abiotiques de son environnement (Figure 6). Parmi ces derniers, ceux conditionnant l'approvisionnement en eau de l'arbre semblent primordiaux pour son maintien. C'est pourquoi le climat, la topographie et les ouvrages anthropiques exercent une forte influence sur la structure et la mortalité des peuplements. Les dynamiques inhérentes aux conditions hydriques sont par ailleurs modulées par les facteurs qui affectent les

processus de régénération et de sénescence : les grands herbivores sauvages et les insectes d'une part, les troupeaux et les pratiques d'autre part.

Boîte 1.2

Éléments d'évolution du climat et de la végétation au Sahara

Aujourd'hui, près de 70 % du territoire africain sont constitués de paysages arides et semi-arides (Mayaux et al. 2004). Le désert du Sahara, essentiellement constitué de sols nus, occuperait quant à lui environ 30% de ce continent (Bobe 2006). Or le climat actuel et la végétation du Sahara ont connu des évolutions depuis la formation de son socle continental, il y a environ 400 à 500 Ma (Rognon 1994). Sous l'effet de la dérive des continents, et des grandes modifications climatiques et structurales qui se sont opérées tout au long de l'histoire de la Terre, le Sahara actuel, tantôt mer, tantôt terre, a connu des climats contrastés. Il y a 50 Ma, il était ainsi recouvert d'une forêt tropicale dense et fermée (Bobe 2006), sans doute comparable aux forêts du bassin du Congo d'aujourd'hui. Cette végétation abondante n'a depuis cessé de s'ouvrir, sous l'effet d'une baisse des précipitations, pour aboutir au Sahara que l'on connaît actuellement. De cet assèchement a résulté un appauvrissement et une recomposition de la diversité faunistique et floristique (Bobe 2006). Les espèces végétales notamment ont vu leur aire de répartition modifiée, parfois jusqu'à disparaître de la région, parfois en se maintenant dans des micro-habitats favorables (Watrín et al. 2009).



V. raddiana est considérée comme une de ces espèces reliques du passé tropical du Sahara, qui a su se maintenir dans les chenaux de circulation des eaux et les zones de dépression. Son phénotype désynchronisé (l'acacia entre en feuillaison et en floraison pendant la saison sèche) constitue une preuve de cet héritage tropical (Diouf et Zaafouri 2003, Jaouadi et al. 2012b). Ce genre de phénomène semble en outre exister pour d'autres espèces d'acacia dans ces régions aujourd'hui arides, dont notamment *Federbha albida* (Burke 2006).

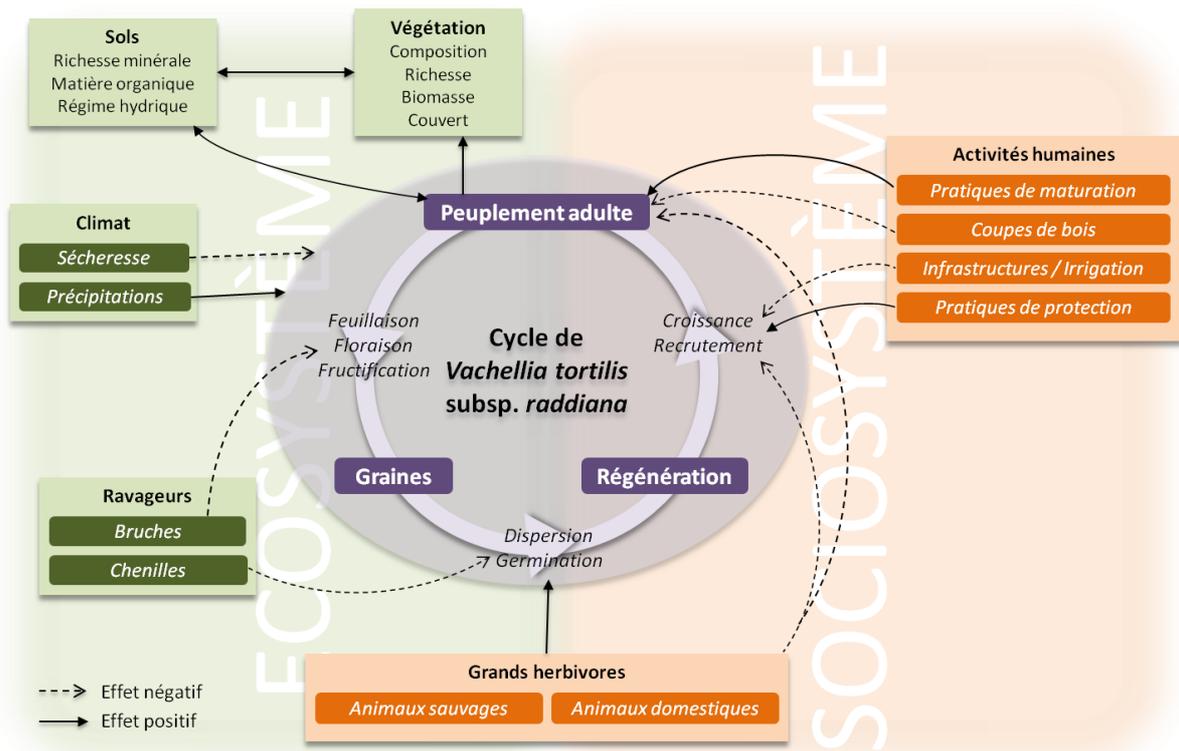


Figure 6: Présentation schématique des principales interactions connues dans la littérature entre *V. raddiana* et les composantes de son environnement biotique et abiotique.

3.1.2 La vision systémique et ses cadres théoriques

La dynamique des peuplements de *V. raddiana* dépend donc de facteurs qui interagissent entre eux. Par exemple, la mortalité des acacias dépend des précipitations, des courants de circulation des eaux superficielles, des activités d'abattage, et d'autres facteurs humains et non-humains. En parallèle, la régénération est conditionnée par ces mêmes facteurs, auxquels s'ajoutent notamment le pâturage et les pratiques de conservation. L'équilibre entre régénération et mortalité conditionne *in fine* la dynamique des peuplements, vers une régression ou vers une extension. Une intensité d'abattage donnée n'engendrera donc pas nécessairement un déclin des peuplements, si la régénération compense les pertes. Ou encore, un déficit pluviométrique ne causera pas forcément une régression, si en parallèle les courants de circulation d'eau sont favorables. De ces considérations émerge la nécessité d'appréhender *V. raddiana* par une approche systémique.

Cumming et Collier (2005) définissent un système complexe comme un réseau de composantes connectées entre elles par diverses relations dynamiques, avec des entrées, des sorties et des contraintes extérieures. Afin d'étudier un tel système, il convient d'abord de le définir, c'est-à-dire de distinguer ce qui en est interne de ce qui en est externe, d'en identifier les différentes composantes et les frontières spatiales. De cette définition dépendent en effet la vision qu'en obtient le chercheur et les réponses aux questions qu'il se pose. Par ailleurs, un système n'est pas statique et certaines de ses composantes sont amenées à changer, entraînant une modification plus ou moins fondamentale du système (Cumming et Collier 2005). La théorie des systèmes a ainsi posé

trois notions primordiales pour appréhender ce continuum entre permanence et changement (Walker et al. 2004) :

- la résilience se comprend comme la capacité d'un système à absorber une perturbation et à se réorganiser face à un changement de façon à conserver l'essence de sa fonction, de sa structure, de son identité et de ses réactions ;
- l'adaptabilité correspond à la capacité des acteurs d'un système à influencer la résilience ;
- la transformabilité est quant à elle la capacité à créer un système fondamentalement nouveau quand les conditions écologiques, économiques ou sociales rendent le système précédent intenable.

Ainsi, pour reprendre l'exemple de Walker et al. (2004), un système pastoral peut se définir par les quantités respectives de pâtures et d'animaux. L'état du système se définit à tout moment par les valeurs respectives de ces deux variables. Modifié constamment par des perturbations diverses (stochasticité climatique, décisions des acteurs, etc.), cet état bouge sans cesse mais reste néanmoins dans un « paysage de stabilité » – lui-même composé de divers bassins d'attraction – dans lequel le système tend à perdurer (Figure 7). La résilience correspond à la capacité du système à rester dans un certain bassin d'attraction. A l'inverse, une modification du système est parfois nécessaire ; il se déplace alors dans un autre bassin d'attraction au sein du même paysage de stabilité, c'est l'adaptabilité. Enfin, la transformabilité du système consiste au changement de paysage de stabilité, impliquant une redéfinition des variables servant à définir ce système.

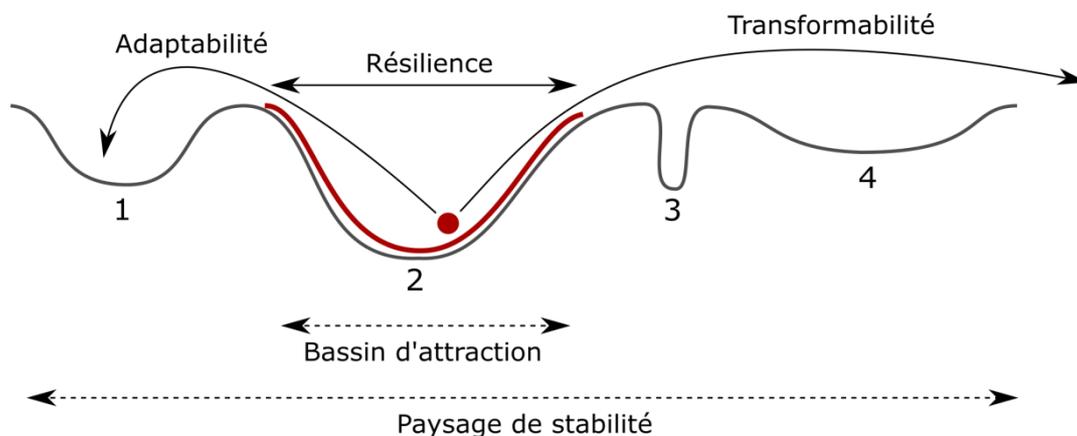


Figure 7 : Illustration des concepts de résilience, d'adaptabilité et de transformabilité d'un système (symbolisé par le disque rouge) évoluant dans un paysage de stabilité composé de quatre bassins d'attraction.

La théorie des systèmes complexes implique de définir au préalable (1) les composantes structurantes du système étudié en fonction des questions que l'on se pose, et (2) l'échelle spatiale adaptée à l'étude de ces composantes. Elle invite également à adopter une vision interactive et dynamique, plutôt qu'une vision monofactorielle et linéaire. Ainsi, préalablement à l'étude des peuplements de *V. raddiana*, il convient de définir le système dans lequel ces peuplements s'inscrivent. Autrement dit, de répondre à deux questions :

- quelles sont les composantes du système qu'il est pertinent d'étudier pour comprendre la structure et la dynamique des peuplements de *V. raddiana* ?
- quelle échelle spatiale est la plus adaptée à l'étude de chacune de ces composantes ?

3.1.3 Définition conceptuelle du SES à V. raddiana

Comme l'illustre la Figure 6, l'« arbre au désert » se situe à l'interface de deux systèmes, conceptuellement distincts mais étroitement interconnectés : l'écosystème d'une part, et le sociosystème d'autre part. Associés, ils forment un socioécosystème, défini comme l'ensemble des communautés d'organismes vivants (humains et non-humains) interagissant entre eux et avec leur environnement (adapté de Berkes et al. 2003). Ce genre de système n'est pas spécifique à *V. raddiana*, ni aux zones sèches, et de nombreux exemples à travers le monde ont illustré cette étroite interrelation entre le monde humain et les arbres. Ces exemples permettront d'identifier plus clairement les composantes de ce genre de système qu'il sera opportun d'intégrer à notre étude.

Les apports de la littérature

Au Kenya, Stave et al. (2007) nous apprennent que les arbres sont au cœur d'un savoir partagé entre les membres de la communauté étudiée, quel que soit leur âge, leur genre, ou encore leurs moyens de subsistance. Ces savoirs sont mis à profit au moment de l'exploitation de l'arbre – bois, fruits, produits forestiers non-ligneux, etc. – et au moment de la création d'un nouveau champ, lorsque l'agriculteur conserve certains arbres pour leur intérêt agroécologique. Ainsi partout, les savoirs écologiques des paysans, leurs représentations et leurs croyances, les enjoignent parfois à conserver voire protéger l'arbre dans leurs champs (Carrière 2003), parfois à éliminer des arbres dérangeants au profit d'arbres utiles (Carrière 2002, Moreau 2002), parfois à accompagner l'arbre dans son développement (Andersen et al. 2014), ou parfois encore, à préserver certains massifs forestiers (Byers et al. 2001). Or au sein d'une société, ces savoirs ne sont généralement pas homogènes entre ses membres, ni immuables dans le temps (e.g. Benz et al. 2000). De cette hétérogénéité résultent des pratiques différentes selon les usagers, tandis que l'évolution des savoirs (notamment leur érosion) peut avoir des conséquences, parfois dramatiques, sur la gestion des arbres et la résilience des sociétés humaines elles-mêmes (Ladio et Lozada 2009).

Au Kenya toujours, Stave et al. (2007) ont identifié un système de régulation de l'exploitation des arbres, qui prend la forme de périmètres boisés (les *ekwar*) dans lesquels un « propriétaire » jouit de droits privilégiés. Il est le seul détenteur, avec sa famille, de l'usufruit des arbres, mais ne dispose pas pour autant du droit d'aliénation (Barrow 1990). La définition de groupes d'usagers et d'usages de l'arbre est commune à de nombreuses sociétés et se calque souvent sur leur organisation sociale. Par exemple au Ghana, le karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn., Sapotaceae) appartient au propriétaire de la terre sur laquelle il se situe, tandis que le néré (*Parkia biglobosa* (Jacq.) G.Don, Leguminosae), où qu'il soit, appartient au chef de la communauté (Poudyal 2011). Cette règle engendre un désintérêt des agriculteurs pour le néré, qui se traduit par sa disparition progressive des champs. L'organisation sociale, les règles d'accès aux ressources et les conflits qui en émergent (Turner 1999a) se transfèrent donc, à travers les pratiques des protagonistes, vers l'arbre.

L'arbre est également soumis aux dynamiques des systèmes de production. Au Burkina Faso par exemple, l'intensification des systèmes causée par la sédentarisation, a conduit à une plus étroite intégration spatiale de l'arbre dans les champs, et finalement à un nouveau type de gestion (Petit 2003). Dans ces parcs agroforestiers, les paysans opèrent une sélection des espèces – guidée par leur valeur économique, les préférences alimentaires, etc. – qui modifie leur diversité et leur répartition (Maranz et Wiesman 2003, Bayala et al. 2010). L'arbre – son maintien et sa distribution – répond donc aux changements de stratégie de subsistance des sociétés, qui conduisent à un rééquilibrage

entre les différentes activités, à une redéfinition des modalités de gestion des ressources, ou encore à l'adoption de nouvelles techniques.

Enfin en Asie, où les politiques forestières et leurs interactions avec les populations autochtones sont depuis longtemps au cœur des enjeux de déforestation (Dove 1995), se pose la question de l'articulation des rôles respectifs des institutions formelles – nationales et internationales – d'une part, et des populations autochtones d'autre part, pour la gestion et la conservation des forêts. Autrement dit, sous quelles modalités de gouvernance est-on en mesure de conserver efficacement les forêts ? Tandis que les systèmes de gouvernance influent sur la conservation forestière, les modifier est un enjeu majeur souvent entravé par la résistance des institutions en place (Kumar et Kant 2006), donc par les contraintes imposées par la sphère sociale.

Partout les arbres s'inscrivent donc dans des interactions socioécologiques complexes entre des composantes liées aux pratiques et aux savoirs, aux activités de subsistance et aux institutions formelles et informelles de régulation des usages des ressources naturelles. Pour identifier plus précisément ces composantes dans le cas des acacias du Sud du Maroc, nous avons mobilisé l'approche de l'induction analytique

Les apports de l'induction analytique

L'induction analytique (Becker 2002) consiste à identifier de nouvelles variables tout au long de l'avancement des recherches – à partir d'observations, d'entretiens, autrement dit, à partir de la collecte de nouvelles données. Ces nouvelles variables sont ensuite elles-mêmes mesurées, ce qui permet de décrire de nouveaux processus, de formuler de nouvelles hypothèses et d'établir une nouvelle théorie. La boucle est ensuite susceptible de se répéter jusqu'à la formulation d'un modèle qui permette d'expliquer de manière satisfaisante l'ensemble des données, et de comprendre le fonctionnement du SES en lien avec la question de départ. L'induction analytique permet donc de « découvrir ce qu'il faut ajouter ou enlever à une explication pour qu'elle fonctionne » (Becker 2002). Plus concrètement, notre approche inductive a consisté à identifier les principales composantes humaines influençant sur la structure, la dynamique et la conservation des peuplements de *V. raddiana*. Notons par ailleurs que la délimitation de tout système nécessite d'opérer des choix en raison d'un impératif de simplification et des questions auxquelles l'on souhaite répondre (Walker et al. 2004). Notre travail s'est donc concentré sur les composantes qui, par induction analytique, sont apparues comme prépondérantes pour comprendre les peuplements de *V. raddiana* et leur dynamique. Trois grands types de composantes ont été finalement retenus :

- les populations rurales qui, pour leurs activités économiques et de subsistance, utilisent de nombreux services fournis par les peuplements de *V. raddiana* et, à travers leurs pratiques de gestion et d'exploitation des territoires et des ressources, influent sur ces peuplements ;
- le Maroc dispose aussi d'une administration en charge de la gestion et de la conservation des forêts. A travers cette gestion, l'administration peut donc influencer la dynamique forestière et les pratiques des populations rurales ;
- enfin, des institutions formelles et informelles, la législation et les normes, participent à la régulation des activités de gestion et d'exploitation des ressources végétales ; ces dernières peuvent ainsi avoir des conséquences directes ou indirectes sur les peuplements de *V. raddiana*.

Vision intégrée du socioécosystème à *V. raddiana*

Le cadre d'analyse des SES proposé par Ostrom (2009) a été utilisé pour organiser les différentes composantes du SES à *V. raddiana* et en fournir une vision intégrée et interactive (Figure 8).

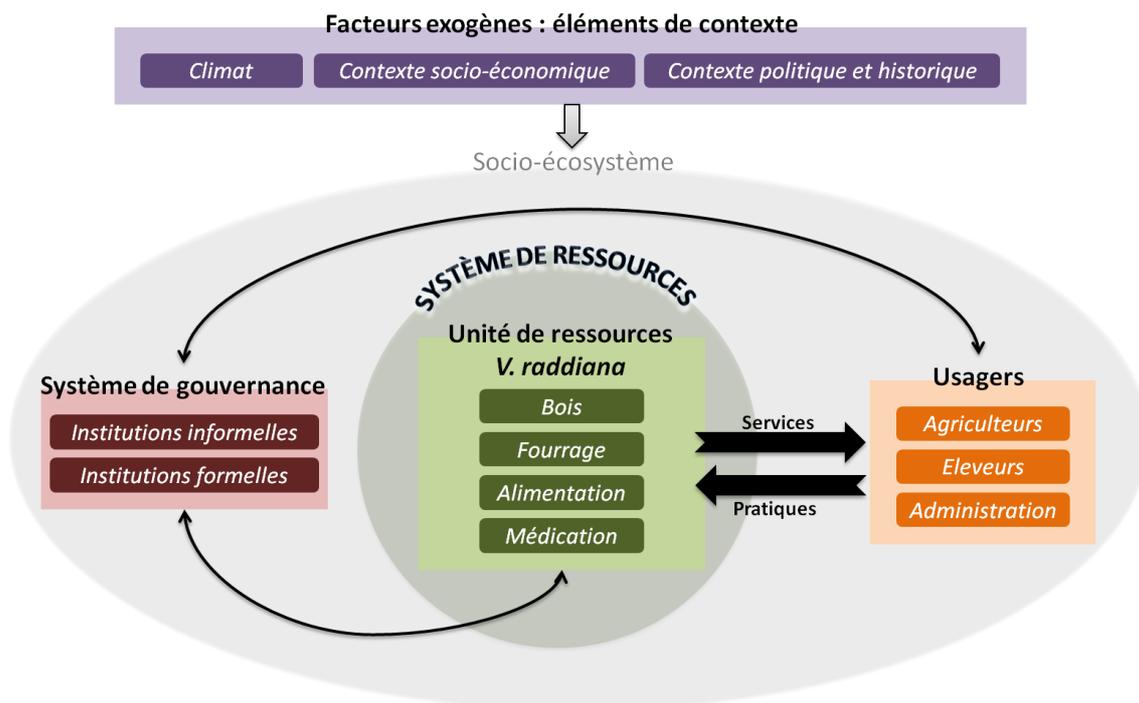


Figure 8 : Cadre d'analyse des socio-écosystèmes à *V. raddiana* (adapté du cadre proposé par Ostrom 2009)

Ce cadre d'analyse conduit à décomposer le SES en quatre éléments :

- un système de ressources : un territoire, une zone de gestion ou de conservation, un terroir¹³ ;
- des unités de ressources : les arbres, buissons et autres ressources naturelles contenus dans le système de ressources ;
- un système de gouvernance : ensemble des règles et des institutions définissant les usages et les usagers du système de ressources ;
- des usagers : les individus qui utilisent le système de ressources, selon leurs représentations, leurs savoirs, leurs stratégies, etc.

Les SES, au sein desquels les quatre composantes interagissent entre elles, sont eux-mêmes ancrés dans un écosystème plus large et dans un contexte social, économique et politique donné. Ainsi, le SES à *V. raddiana* se compose d'une unité de ressource (*V. raddiana*), qui fournit divers services écosystémiques, gérée par deux groupes d'usagers (agropasteurs et administration forestière) dont l'action est encadrée par des institutions formelles et informelles (Figure 8).

En intégrant les peuplements de *V. raddiana* dans le cadre conceptuel des socioécosystèmes, et en considérant l'état de l'art synthétisé précédemment, il ressort que malgré une assez bonne connaissance des interactions entre l'arbre et son milieu non-humain (*i.e.* sur le système de ressources en lui-même), de nombreuses inconnues persistent quant à ses interactions avec le milieu humain. Au Sahara, les éleveurs nomades sont connus pour pratiquer, les bonnes années, une céréaliculture opportuniste (qualifiée de *chance cropping*) dans les zones favorables (Bayer et Waters-Bayer 1994). Ces sociétés ont aussi connu depuis plusieurs décennies un phénomène de sédentarisation et d'abandon des troupeaux, ayant par exemple conduit à une augmentation de

¹³ La notion de terroir, qui revêt diverses acceptions selon les auteurs, est comprise comme un paysage culturel dans lequel les habitants maintiennent des liens historiques et affectifs, notamment à travers un mode de valorisation et des productions agricoles spécifiques (Bassett et al. 2007).

l'abattage d'arbres pour alimenter en charbon des villes et villages en expansion (Auclair 1996), ou encore à un abandon des pratiques de conservation et de maturation des arbres (Hobbs et al. 2014). Qui sont à l'heure actuelle les usagers des acacias, et quelle est la nature et l'influence de leurs interactions avec ces arbres ? Par ailleurs, les politiques forestières qui ont émergé dans les pays du secteur saharien ont entraîné des changements profonds de l'usage des forêts (Davis 2007), en introduisant par exemple le concept de domanialité (Nadir 2008), en redéfinissant les groupes d'usagers, ou encore en apportant de nouvelles règles. En quoi le système de gouvernance actuel influe-t-il sur les peuplements d'acacia, et sur leurs interactions avec les différents usagers ?

L'objectif général de ce travail est d'apporter des réponses à ces questions à partir d'une analyse (1) des composantes du SES présenté dans la Figure 8 et (2) des interactions entre elles et en leur sein. Nous avons structuré notre démarche autour de trois axes de recherche afin de répondre à une problématique définie par trois questions principales.

3.2. PROBLEMATIQUE ET APPROCHE GENERALE

3.2.1 Place et fonction des acacias dans le système de production

L'approche ethnoécologique : comprendre les relations Hommes-arbres

Dans un premier temps, ce travail s'attache à comprendre la gestion opérée par les sociétés rurales du Maroc saharien des écosystèmes à *V. raddiana*. Le terme de gestion est à prendre comme l'ensemble des dispositions techniques (pratiques et usages) et sociales (représentations, savoirs, institutions) impliquées dans la protection et le maintien des ressources forestières pour des objectifs spécifiques, et la répartition et la récolte des produits forestiers (Wiersum 1997). Dans cet objectif, il est nécessaire de se focaliser sur les systèmes de production, où les relations entre les sociétés humaines et leur environnement sont les plus visibles (Orlove 1980). En effet, les systèmes de production sont en partie adaptés aux spécificités de leur environnement, comme nous le verrons, et concourent aussi à façonner cet environnement en agissant notamment sur les espèces végétales et animales qui s'y trouvent. L'ethnoécologie offre les méthodes et outils nécessaires pour aborder ces questions. En effet, cette dernière s'intéresse entre autres aux stratégies développées par les humains qui leur permettent un usage intégré de leur ressources naturelles – à travers la collecte de produits, la chasse, l'aquaculture et l'agriculture – en lien avec leur cosmogonie (Posey et al. 1984). L'ethnobotanique se concentre sur les diverses relations que tissent les sociétés humaines avec le monde végétal (Martin 2004). Elle s'intéresse à la façon dont les sociétés nomment, classent et utilisent les plantes (de manière tangible lorsqu'il s'agit par exemple de se nourrir, ou intangible lorsque des mythes et des croyances font intervenir ces plantes). Ces informations permettent d'appréhender les savoirs locaux liés aux plantes et les perceptions et représentations qui s'y rattachent, autrement dit de comprendre la place culturelle que ces plantes occupent (Turner 1988). L'ethnobotanique permet aussi d'aborder différemment l'étude des systèmes de production, en y intégrant les savoirs locaux et les pratiques sur les plantes. Ceci permet, par exemple, de comprendre comment l'éleveur adapte sa pratique selon les savoirs qu'il détient sur les ressources pastorales (Linstädter et al. 2013). Enfin, les recherches en ce domaine abordent aussi la façon dont ces savoirs et ces usages influent sur le monde végétal (*e.g.* Ohmagari et Berkes 1997), en s'intéressant à la façon dont les ressources végétales sont exploitées (à quels endroits ? à quelles périodes ? avec quelles techniques ?) et en quelle quantité (*e.g.* Ghimire et al. 2004). De façon plus large, et en

complément d'autres approches, l'ethnobotanique propose de comprendre en quoi les changements affectant les Hommes peuvent influencer sur la conservation des espèces végétales.

Comprendre l'intégration de l'acacia dans le système de production

Notre premier axe de recherche s'est d'abord intéressé aux usagers de *V. raddiana* qui interagissent avec l'arbre dans le cadre de leur subsistance (de manière directe lorsqu'ils exploitent les produits de l'arbre, ou moins directe lorsqu'ils utilisent les autres services écosystémiques fournis par l'arbre). De cette première étape découle naturellement la seconde, qui a consisté à décrire les usages qui sont faits des acacias par chacun de ces groupes. Le terme usage est à prendre dans une acception large : il regroupe les différentes extractions pratiquées ainsi que les services rendus aux humains pour satisfaire leurs besoins. Les questions liées à l'évolution de l'usage dans l'espace et dans le temps sont également traitées. Enfin, la troisième étape a consisté à comprendre les logiques sous-jacentes à ces usages. Globalement, ces logiques s'insèrent dans une stratégie paysanne qui s'exprime à des échelles collective et individuelle *via* la prise de décision (Assé et Lassoie 2011). Entrent alors en jeu les savoirs et les représentations qui guident ces décisions, ainsi que les facteurs économiques ou encore les contraintes imposées par les mœurs et les traditions locales, auxquelles se surimpose un cadre juridique et institutionnel plus ou moins formalisé.

L'objectif est donc ici d'identifier et d'analyser, d'après la Figure 8, la composante *usagers*, ses liens avec l'*unité de ressources* (pratiques et services), ainsi qu'une partie du *système de gouvernance* (celle des institutions localement définies, et souvent informelles). Ce travail a été mené dans un terroir villageois (celui de la plaine d'*Ighuweln*, cf. Chapitre 2) dans le but de répondre à la question suivante :

Quelle place occupe V. raddiana au sein du système de production d'un terroir saharien et par quels mécanismes sociaux (économique, institutionnel, culturel, etc.) cette place est-elle maintenue ou transformée ?

Les résultats de ce premier axe constituent la PARTIE II de ce document. Cette dernière a été subdivisée en deux chapitres pour des raisons de clarté du propos. Le Chapitre 3 se concentre sur le système de production et les logiques paysannes et permet de comprendre finement la composante *usagers*. Le Chapitre 4 s'intéresse quant à lui à la place de l'acacia dans ce système et à la gestion paysanne qui en découle ; il permet donc de comprendre la relation entre les *usagers* et l'*unité de ressources* ainsi que le *système de gouvernance* local relatif à l'acacia.

3.2.2 Influence des activités humaines sur les peuplements d'acacia

Si l'ethnobotanique s'ancre dans le champ disciplinaire de l'ethnologie (elle propose de porter un regard sur la sphère sociale à travers les représentations, les savoirs, les usages et les pratiques sociales associés aux plantes), elle demande des compétences en botanique et en écologie végétale, et peut aller jusqu'à intégrer l'inventaire des ressources, la caractérisation de l'hétérogénéité du territoire végétal ou la quantification des produits récoltés. C'est en particulier le cas pour le deuxième axe de recherche, qui a utilisé une approche d'écologie forestière (qui sera détaillée au moment opportun). On s'est ici intéressé à la structure et à la dynamique des peuplements de *V. raddiana*. Dans un secteur où aucune donnée n'existe pour évaluer l'état des peuplements, il s'est d'abord agi de mettre au point une méthode d'inventaire compatible avec les spécificités des

peuplements de *V. raddiana* (à savoir des arbres épars sur de grands territoires difficiles d'accès) et permettant d'évaluer la structure et la dynamique de ces derniers. Cet axe s'est ensuite attaché à caractériser l'influence des usagers sur la structure et la dynamique des peuplements.

L'objectif de cet axe est donc de mieux comprendre l'état actuel de l'*unité de ressource* en lien avec les *pratiques* (Figure 8). Les recherches ont par conséquent porté sur le même terroir que celui de l'axe 1 dans le but de répondre à la question suivante :

Quelle est la structure et la dynamique actuelle des peuplements de V. raddiana à l'échelle d'un terroir, et dans quelle mesure ces dernières sont-elles influencées par les pratiques humaines ?

Les résultats sont présentés dans la PARTIE III de ce document. Dans un premier temps, le Chapitre 5 détaille la méthode d'inventaire mise au point et l'évaluation de la structure et de la dynamique des peuplements qu'elle permet de mettre en évidence. Ce chapitre permet aussi d'appréhender l'influence de l'occupation du sol sur les peuplements. Le Chapitre 6 s'intéresse quant à lui plus spécifiquement à l'influence des différentes pratiques et des facteurs abiotiques sur les peuplements, avec notamment une approche à l'échelle de l'arbre. Il permet par ailleurs de mieux caractériser la dynamique de régénération actuelle des peuplements.

3.2.3 Enjeux de conservation des socioécosystèmes à V. raddiana

Enfin, le troisième axe de recherche s'est consacré à dresser un bilan des politiques forestières portant sur *V. raddiana*, et d'analyser, au regard des résultats des deux axes précédents, leur efficacité pour la conservation de l'espèce. Il s'agit de porter un regard, non plus à l'échelle d'un terroir, mais à une échelle régionale, voire nationale. Comprendre et analyser des politiques forestières, c'est en effet s'intéresser à l'ensemble d'un processus qui associe (1) une formulation, qui se fait au travers d'un cadre législatif, de plans stratégiques, des discours, etc. et (2) une mise en application, qui passe par les dotations en moyens humains, techniques et financiers, la réalisation et le suivi de projets territoriaux, etc. (Aubert 2013). Mais c'est également comprendre les interactions entre ces politiques, leur mise en œuvre effective et les populations des territoires concernés. Cette analyse a permis de comprendre les obstacles et les atouts à la mise en œuvre de la politique forestière portant sur *V. raddiana*. En outre, éclairée par les résultats des axes précédents, cette analyse vise à caractériser l'efficacité de l'action publique dans l'achèvement de ses objectifs.

Une approche reposant sur des enquêtes auprès des organismes compétents et sur une analyse des textes législatifs et autres documents publiés par le ministère chargé des forêts au Maroc a été mobilisée dans ce sens. Cette analyse s'intéresse donc au *système de gouvernance* (institutions formelles) et à ses interactions avec le *système de ressources* (Figure 8). Elle a été opérée à une échelle régionale (cf. Chapitre 2) afin de répondre à la question suivante :

Quelle place occupe V. raddiana dans la politique forestière au Maroc, selon quelles modalités et avec quelle efficacité cette politique est-elle appliquée ?

Les résultats de ce travail sont présentés dans le Chapitre 7 de la PARTIE IV. En intégrant les résultats des trois axes de recherche, le Chapitre 8 dresse finalement une synthèse générale du fonctionnement du SES à *V. raddiana* étudié et permet de discuter de sa résilience et des enjeux autour de sa conservation au Maroc.

3.3. PRESENTATION DES METHODES ET DES OUTILS

Les outils mobilisés pour ce travail sont présentés en détail dans les différents chapitres de ce document, au moment où ils ont été utilisés. Cette partie est une présentation plus générale des méthodes choisies en lien avec nos questionnements généraux.

3.3.1 Les enquêtes sociales qualitatives : comprendre les logiques et les pratiques

La compréhension du système de production s'est essentiellement basée sur des méthodes d'enquêtes qualitatives, empruntées à la socio-anthropologie. Notre démarche générale a consisté en une recherche de longue durée sur un terroir à acacia (la plaine d'*Ighuweln*, cf. Chapitre 2) ; neuf séjours ont été effectués dans deux villages (celui d'El Borj entre janvier et avril 2013 et de Taidalt entre juin 2013 et mai 2015), d'une durée totale d'environ 200 jours – soit en moyenne 22 jours par séjour. Plusieurs raisons ont motivé le choix d'une enquête longue durée. La première est que cette temporalité était compatible avec l'apprentissage de la langue, tout du moins avec l'acquisition des bases permettant des discussions spontanées et sans intermédiaire avec les villageois. Cette compétence s'est avérée utile à nos enquêtes, dans le sens où cela a contribué à une immersion plus profonde au sein de la société enquêtée (*sensu* de Sardan 1995). L'immersion permet notamment d'intégrer les codes de bienséance à respecter pendant les entretiens, d'identifier les sujets qui animent les discussions entre les villageois, de comprendre le déroulement des activités journalières et les logiques d'action des individus. Ainsi, cette immersion nous a permis de réduire la distance entre enquêteur et enquêté et de rendre moins intrusif l'exercice de l'entretien (Bourdieu 1993), tout en nous permettant de voir l'expression quotidienne des logiques paysannes. Cette méthode de recherche en immersion de longue durée s'est aussi révélée particulièrement pertinente compte-tenu de la forte variabilité du système de production en réponse à la stochasticité climatique (entre 2012 et 2015 la pluviométrie annuelle a subi de fortes variations, Figure 10, p. 66), ce qui a eu des conséquences sur divers aspects du système de production, comme nous le verrons dans le Chapitre 3. Elle a également permis le développement de relations privilégiées avec certains informateurs et l'obtention d'informations sensibles qu'il n'aurait (vraisemblablement) pas été possible d'obtenir dans le cadre d'enquêtes rapides. Enfin, l'absence de données sur le système étudié, tant sur les plans écologique qu'agronomique, nous a conduit à mixer approche inductive et hypothético-déductive et à opérer plusieurs va-et-vient entre les hypothèses de travail et les recueils de données, ce qui s'accordait mieux avec une longue période d'enquête et des séjours répétés.

Divers outils d'enquêtes qualitatives ont été mobilisés, notamment les entretiens informels et semi-directifs, l'observation directe et l'observation-participante. Sur les thématiques liées au système de production et à la place de l'acacia dans ce système, nous avons cumulé un total de 33h d'entretiens menés auprès d'une trentaine d'habitants sédentaires de Taidalt et d'El Borj et d'une vingtaine d'heures pour des entretiens menés auprès d'éleveurs et de bergers. Ces entretiens ont été classés et découpés en thématiques à l'aide du logiciel Sonal [<http://www.sonal-info.com/>] puis retranscrits. L'essentiel des entretiens se sont déroulés dans le terroir villageois (au village ou dans la plaine environnante), cinq ont été réalisés auprès d'éleveurs nomades en dehors du site d'étude. Les entretiens se sont déroulés dans la langue locale, la darija (dialecte marocain), qui est dans cette région du Maroc hybridée avec l'Hassanya (dialecte saharien). Un traducteur était toujours présent (sauf pour une petite dizaine d'entretiens informels réalisés auprès de personnes connues) pour assurer la bonne compréhension entre l'enquêteur et l'enquêté, ainsi que pour introduire les

objectifs de l'échange. Les informations obtenues lors des entretiens ont été complétées par des observations directes et la participation aux activités (liées à l'agriculture, à l'élevage, à la conduite des troupeaux et à l'exploitation des ressources végétales).

Les enquêtes visant spécifiquement la politique forestière ont été opérées *via* des entretiens semi-directifs auprès des ingénieurs et techniciens des directions provinciales et régionales des Eaux et Forêts sur la zone d'étude, ainsi qu'auprès du personnel du ministère à Rabat (cf. Chapitre 7). En complément, nous avons assisté à une conférence intitulée « L'acacia : héritage et bienfaits » organisée à Laâyoune du 17 au 19 Juin 2013. Cette conférence rassemblait des chercheurs et des gestionnaires locaux sur la thématique de la conservation de *V. raddiana* dans la région.

3.3.2 Les enquêtes ethnobotaniques quantitatives : focus sur les savoirs locaux

Les méthodes de l'ethnobotanique ont permis d'étudier les savoirs détenus par les villageois de Taidalt sur les espèces végétales de leur territoire, dont *V. raddiana*, et leurs usages. L'ethnobotanique reprend certains des outils de l'enquête qualitative, notamment les entretiens semi-directifs. Mais elle utilise également des outils quantitatifs permettant d'appréhender les domaines culturels, dont le free-listing (Martin 2004). Nous avons mené des enquêtes ethnobotaniques quantifiées auprès de 37 individus de Taidalt (cf. Annexe 1), ainsi que onze enquêtes qualitatives complémentaires dont deux auprès d'herboristes. Les enquêtes ont systématiquement été enregistrées (pour un total d'environ 31h d'entretien) et menées en présence d'un traducteur, puis transcrites après classification des thématiques sous Sonal.

3.3.3 Ecologie et inventaires des peuplements arborés

Des méthodes écologiques ont permis de répondre à la question de la viabilité des peuplements d'acacia dans la plaine d'*Ighuweln* et de l'influence des activités humaines sur ces peuplements. Ce travail s'est basé sur les résultats obtenus au préalable par les méthodes d'enquêtes qualitatives et quantitatives. Ces méthodes ont d'abord permis de cartographier les modes d'occupation du sol au sein de la plaine, en fonction des activités humaines qui s'y déroulent. Une méthode d'inventaire de la strate arborée par télédétection a été mise au point pour étudier la viabilité des peuplements et comparer cette viabilité dans les différents modes d'occupation du sol (cf. Chapitre 5). Il a ensuite été possible à partir de la connaissance des pratiques humaines sur les acacias, d'identifier des indicateurs mesurables de l'usage des arbres. Ces différents indicateurs établis à l'échelle de l'individu arboré ont été utilisés, dans le cadre d'inventaires sur le terrain, pour quantifier le degré d'exploitation des acacias et étudier les conséquences sur la structure et la dynamique des peuplements (cf. Chapitre 6). La combinaison des deux méthodes s'est révélée pertinente pour étudier à deux échelles différentes – celle du peuplement mature d'acacia et celle des individus – l'influence des pratiques de gestion et d'exploitation sur les peuplements d'acacia.

Conclusion

Vachellia tortilis subsp. *raddiana* représente l'espèce emblématique du Sahara. A l'image des arbres des zones sèches, cette espèce assure de nombreuses fonctions d'amélioration (e.g. de la qualité des pâturages, de la biodiversité faunistique et floristique) et de régulation (e.g. protection des sols contre l'érosion, création de micro-habitats) des écosystèmes, dont elle constitue une clé de voûte. A la croisée d'un mode de vie et d'une culture nomade, l'importance socioéconomique de cet arbre a très tôt été reconnue par les observateurs extérieurs, puis continuellement illustrée depuis. Ainsi, la conservation de *V. raddiana* au Sahara apparaît comme cruciale pour répondre aux enjeux actuels qui se cristallisent autour des zones sèches : lutte contre la désertification et préservation des écosystèmes face à la menace du changement climatique d'une part ; développement de territoires marginalisés et de populations qui comptent parmi les plus pauvres du globe d'autre part. Pourtant, malgré les connaissances acquises sur l'écologie de l'espèce et sur les facteurs affectant son état, peu de données existent sur la dynamique et la conservation des peuplements au niveau régional. Pour l'heure, peu d'éléments nous permettent de savoir si l'espèce est menacée, et si oui par quoi, et à quelles échelles cette menace s'exerce. De surcroît, le rôle que peuvent jouer les sociétés sahariennes pour la conservation de cette espèce reste peu compris, malgré quelques descriptions de pratiques ponctuelles. Ce constat découle (1) de recherches souvent trop localisées géographiquement – la dynamique de l'espèce est inconnue dans de nombreuses régions – et (2) du manque d'approches systémiques et holistiques, faisant appel à différentes disciplines empruntées aux sciences du vivant et aux sciences humaines.

L'état actuel des connaissances nous enjoint par conséquent à appréhender cette espèce selon une approche socioécosystémique, qui permet d'aborder de manière interdisciplinaire les interactions entre les peuplements de *V. raddiana* et leur environnement humain. En associant une approche ethnoécologique et sociale à une approche écologique, nous proposons de nous intéresser spécifiquement aux pratiques, savoirs locaux et usages de l'acacia chez les populations rurales et à leur influence sur les peuplements, ainsi qu'au rôle du système de gouvernance à travers les institutions formelles et informelles, locales et nationales. Notre travail s'articule autour de trois grands axes de recherche dont les résultats, après avoir été croisés, contribueront à l'amélioration des connaissances sur les SES à *V. raddiana* du Maroc et permettront de mieux comprendre leur fonctionnement et leur résilience face à un environnement humain et climatique incertain.

Chapitre 2. Présentation de la zone d'étude : l'Oued Noun et les steppes sahariennes du Maroc

Trois espèces d'acacia sont natives du Maroc : une espèce non saharienne, *Vachellia gummifera* (gommier du Maroc), dans les espaces arides et semi-arides ; et deux espèces sahariennes, *V. raddiana* et *V. flava*. Ces trois espèces se répartissent essentiellement dans la partie sud du pays (Figure 9), mais les cartes éditées par les services forestiers nationaux ne distinguent pas les trois essences l'une de l'autre. Néanmoins, d'après les spécialistes et nos observations personnelles, les acacias sahariens se répartiraient depuis la vallée du Draa au nord, pour s'étendre jusqu'aux confins de l'espace saharien au sud, traversant les frontières avec l'Algérie et la Mauritanie, mais fuyant la frange océanique à l'ouest. Les acacias sahariens couvrent ainsi au Maroc une superficie de plus d'un million d'ha – soit 19,4% des surfaces boisées du pays (Benabid 2000).

L'accessibilité aux peuplements d'acacias sahariens est cependant limitée, en raison d'infrastructures routières peu développées et des suites de la confrontation armée à propos du Sahara Occidental (cf. Boîte 7.1, p. 242). La présence de zones minées (à partir du Sud du Draa), d'une zone militaire interdite aux civils (dans la hamada à partir de Zag), ainsi que les restrictions à la libre circulation à partir d'Assa et jusqu'à la Mauritanie, rendent impossible l'accès aux peuplements d'acacia sur une grande partie de leur aire de répartition. Ces contraintes ont conduit à limiter notre étude à la région de Guelmim-Smara, située dans la partie septentrionale de l'aire de répartition des acacias (Figure 9) et qui couvre 142 000 km² (soit 20% du territoire marocain). Néanmoins, ce territoire était trop grand pour l'étude des interactions entre les peuplements d'acacia et les populations rurales. Ces dernières, appréhendées à travers les pratiques et les institutions locales de gestion des ressources naturelles, requièrent en effet un travail à plus grande échelle, qui a été mené sur le terroir de la plaine d'*Ighuweln*. Cette plaine, située sur la commune de Fask et entre les villages de Taidalt et d'El Borj, accueille le plus grand peuplement d'acacia de la province de Guelmim. Comme nous le verrons dans ce chapitre, le choix de ce site d'étude a été motivé par la diversité des habitats et des activités humaines qui s'y déroulent. En outre, son accessibilité, sa position dans une zone sécurisée et la proximité d'un centre urbain ont grandement facilité les conditions de travail.

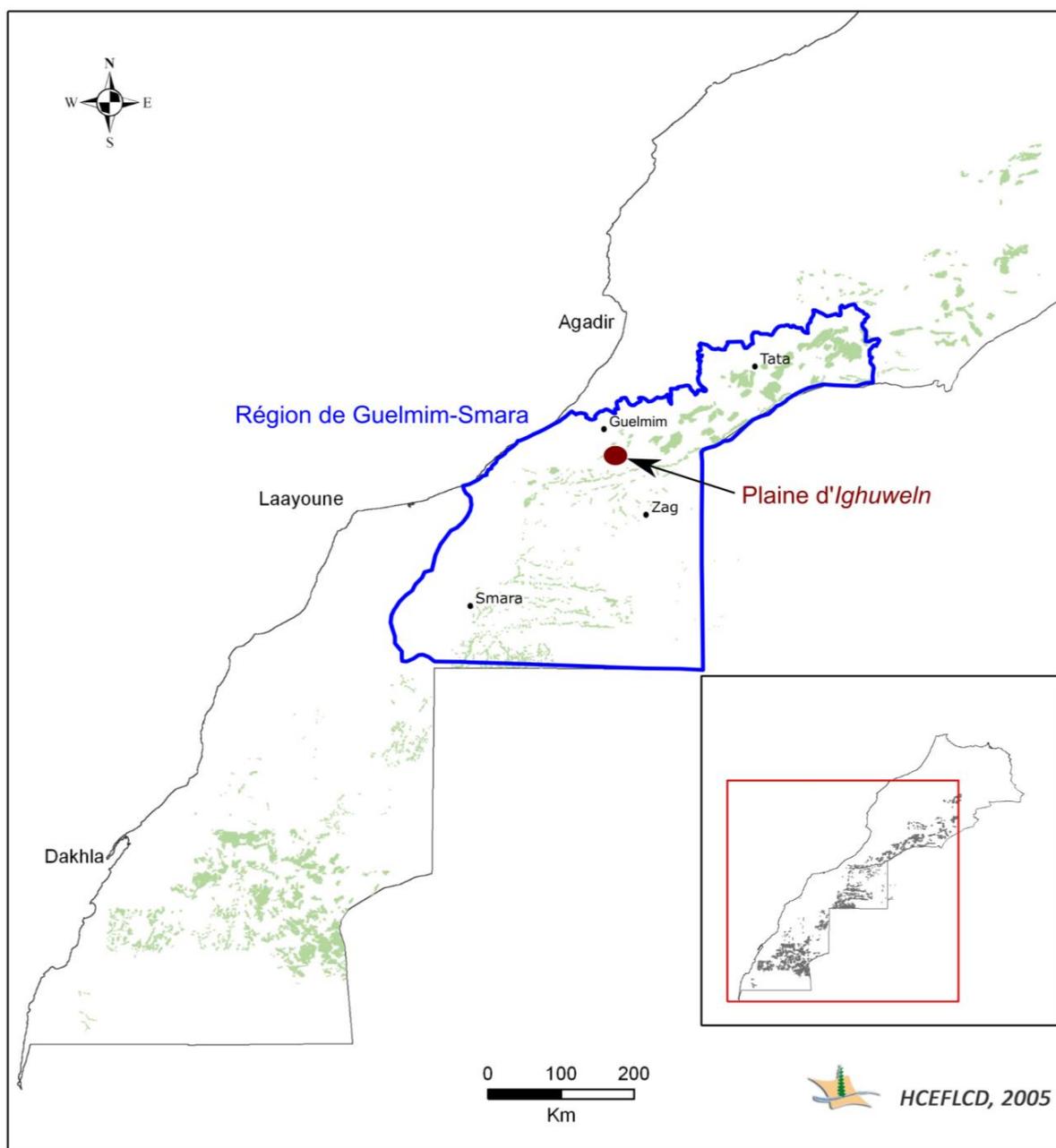


Figure 9 : Carte de répartition des acacias au Maroc (Source : HCEFLCD 2005), limites administratives de la région de Guelmim-Smara (en bleu) et localisation de la plaine d'Ighuwelln.

Ce chapitre présente les éléments de contexte de la zone et du site d'études. Située dans le Sud-ouest marocain (Figure 9), la région de Guelmim-Smara marque l'entrée dans le milieu saharien, où les spécificités du climat conduisent à des formations géomorphologiques et topographiques typiques. Dans cette région, l'Oued Noun (dont la plaine d'Ighuwelln fait partie) est d'ailleurs qualifié localement de « porte du Sahara » et constitue la dernière retombée saharienne de l'Anti-Atlas, entre la ville de Guelmim et le jbel Ouarkziz (Joumani 2006). Située dans une zone de transition entre climat saharien strict et climat méditerranéen, la région se caractérise également par une flore riche et diversifiée. Comme dans le reste du Maroc, les populations humaines dans cette région étaient traditionnellement organisées en tribus ; la région est ainsi située en pays Tekna, du nom de la confédération tribale locale. Néanmoins, les structures sociales et la territorialité ont connu depuis la

période du protectorat des changements profonds, notamment en raison de l'introduction des administrations et des systèmes juridiques étatiques. Aujourd'hui, les territoires sont donc gérés selon un découpage et par des institutions « modernes » ; l'héritage des structures tribales demeure cependant très prégnant, en particulier pour l'organisation des activités de subsistance, dont l'élevage et l'agriculture constituent les pierres angulaires. Ce chapitre présente d'abord le contexte biotique et abiotique au niveau régional, ainsi que l'histoire de l'occupation humaine et des modes d'existence. Ensuite, des éléments du contexte socioéconomique actuel seront fournis, à l'échelle régionale et à celle de la plaine d'Ighuweln.

1. L'environnement naturel et humain

1.1. CONTEXTE BIOTIQUE ET ABIOTIQUE

1.1.1 Eléments bioclimatiques

La région de Guelmim-Smara est limitrophe à la chaîne de l'Anti-Atlas, laquelle constitue la frontière septentrionale du Sahara (Ozenda 1991). En effet, au niveau des contreforts méridionaux de l'Atlas saharien, les précipitations diminuent brutalement à environ 150 mm/an et les températures augmentent pour atteindre une moyenne annuelle de l'ordre de 23°C (Ozenda 1991). Avec une superficie totale avoisinant 7 millions de km² (soit 12 fois la superficie de la France, Le Houérou 1990), le Sahara est considéré comme le plus grand et le plus âpre des déserts (Ozenda 1991). Constitué de quatre grands ensembles biogéographiques, ce vaste territoire n'affiche pas des conditions bioclimatiques homogènes (Le Houérou 1990) :

- un ensemble septentrional, caractérisé par une saison des pluies hivernale et une pluviométrie annuelle moyenne supérieure à 25 mm ;
- un ensemble central, marqué par une absence de saisonnalité pour les précipitations et une pluviométrie annuelle moyenne inférieure à 25 mm ;
- un ensemble méridional, avec une saison des pluies estivale et une pluviométrie annuelle moyenne supérieure à 25 mm ;
- un ensemble de montagnes et hauts plateaux, où l'aridité est quelque peu atténuée par l'altitude.

La région de Guelmim-Smara se situe dans l'ensemble septentrional : la saison des pluies s'étale d'octobre à mars avec une pluviométrie annuelle moyenne supérieure à 100 mm. Sur la commune de Guelmim, la pluviométrie moyenne entre 1974 et 2014 était ainsi de 108 ± 67 mm/an (Figure 10). Les trois mois les plus pluvieux au cours de cette période étaient les mois de décembre (22,7 mm en moyenne), de novembre (21,8 mm) et de janvier (16,5 mm). Le régime des précipitations se caractérise aussi par une forte variabilité interannuelle : à Guelmim cela se traduit par un écart-type de 62%. L'année la plus sèche mesurée était 1974 avec seulement 13,6 mm, tandis que l'année 2014 a reçu 350 mm. Une telle variabilité est typique des climats arides et semi-arides, et s'accroît avec le degré d'aridité (Le Houérou 1990). En outre, la région subit l'influence de l'océan dans sa partie ouest. Selon Benabid (2000), elle se situerait ainsi à la fois sur une zone bioclimatique aride au Nord-Ouest et une zone saharienne au Sud. Pour Le Houérou (1990), il

convient de distinguer une composante océanique à l'Ouest d'une composante occidentale au Nord. La région de Guelmim-Smara bénéficie donc d'un climat saharien chaud et tempéré.

La plaine d'*Ighuweln* se situe à 55 km de la capitale régionale Guelmim (Figure 9). En l'absence de station météorologique à proximité, les conditions météorologiques de la plaine sont considérées comme similaires à celles de Guelmim (Figure 10). La proximité de l'océan Atlantique confère à la plaine d'*Ighuweln* un climat de type « aride inférieur à hiver doux » (Le Houréou 1995), chaud et sec l'été et froid l'hiver. Les vents dominants sont le Gharbi (NO/SE) et le Chergui (E/O).

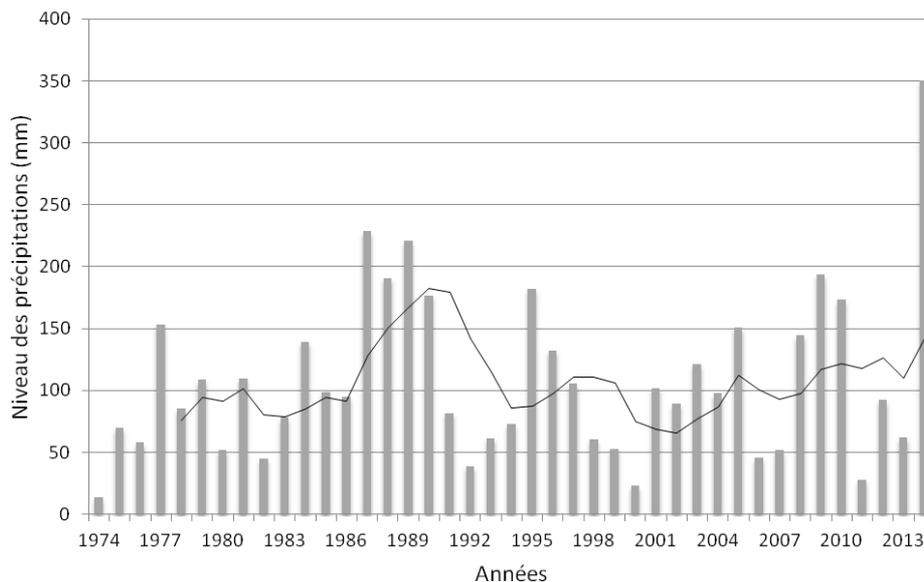


Figure 10 : Pluviométrie relevée pour les années agricoles (de Septembre à Août) entre 1974 et 2014 sur la commune de Guelmim et moyenne mobile calculée sur cinq années (Source : Centre Technique Agricole de Guelmim).

1.1.2 Formations géomorphologiques et pédologiques

Contexte géologique régional

Au Nord, la région de Guelmim-Smara est bordée par la chaîne montagneuse de l'Anti-Atlas et du Bani ; au Sud par les frontières algérienne et mauritanienne et à l'Ouest par l'Océan Atlantique. L'Anti-Atlas forme une chaîne de 700 km orientée ENE-WSW issue du serrage hercynien¹⁴ (Soulaïmani et al. 1997). La chaîne est constituée de roches volcaniques (complexe volcano-détritique rhyolitique et andésitique) datées du Néoprotéozoïque terminal (-600 Ma) et du Paléozoïque (-500 à -250 Ma), reposant sur un socle granitique précambrien et recouvert par endroits de roches sédimentaires calcaires (Soulaïmani et al. 1997). Dans le domaine du bas Draa, qui s'étend de la côte atlantique aux boutonnières d'Ifni et du Kerdous, se rencontrent des terrains paléozoïques et des sédiments méso-cénozoïques (depuis -66 Ma). On y rencontre notamment le massif plissé du Jbel Bani ainsi que les crêtes carbonifères du Jbel Ouarkziz. Les massifs montagneux de la région sont globalement calcaires (e.g. Jbel Taïssa) ou composés de schistes et de grès (e.g.

¹⁴ Les chaînes montagneuses hercyniennes regroupent les reliefs formés entre le Carbonifère et le Permien sous l'effet du rapprochement de trois masses continentales qui a abouti à la formation de la Pangée.

Adrar Oumelal), avec des affleurements locaux du conglomérat de base. Dans les dépressions, les roches sont dominées par des schistes et des grès d'âges différents selon les secteurs (Soulaïmani et al. 1997). La géomorphologie actuelle de la région, témoin de cette histoire géologique, conditionne les processus de pédogénèse et les caractéristiques des différents types de sols qui en résultent.

Sols et pédogénèse en climat saharien

La cartographie des types de sols présents au Maroc demeure lacunaire (Badraoui 2006), si bien que pour la région de Guelmim-Smara aucune carte des sols n'a été trouvée. En croisant les données présentées par différents auteurs ayant travaillé sur la zone (*i.e.* Furst 1939, Joumani 2006, Monteil 1948, Ozenda 1991) ainsi que par le travail de pédologie et d'analyse des sols de surface de Escadafal (1989) en Tunisie, nous pouvons néanmoins proposer quelques éléments de présentation du contexte pédologique. En raison de son faible couvert, le rôle de la végétation est négligeable pour la pédogénèse dans cette région, malgré son effet protecteur contre l'érosion (Escadafal 1989). Par conséquent, la désagrégation des roches – non-protégées par la végétation – se fait essentiellement de manière mécanique. Ainsi, la pédogénèse résulte essentiellement de l'érosion et de la sédimentation éoliennes et, dans une moindre mesure, hydriques (Ozenda 1991). Les variations diurnes de température induisent des phénomènes de dilatations et de contractions des roches, jusqu'à leur éclatement. Le vent exerce également une activité érosive *via* deux mécanismes (Derruau 2010). D'une part, la déflation – qui correspond au balayage par le vent des débris meubles et fins de la roche – opère un tri des matériaux où seuls les plus gros restent en place. Se forment alors des sols superficiels, les régosols, composés d'un pavage de cailloux recouvrant des éléments fins et d'un unique horizon C (*i.e.* de la roche mère peu altérée). Localement, la végétation peut favoriser le développement d'un horizon A (mélange d'humus et d'éléments minéraux) ou O (litières et matière en cours de décomposition). D'autre part, la corrasion – qui est l'attaque de la roche par les matériaux transportés par le vent (*e.g.* les grains de quartz) – ronge les argiles et conduit à de l'érosion différentielle selon la dureté des roches attaquées. En outre, le vent exerce une activité d'accumulation en déposant une partie des matériaux qu'il a transportée. Il en résulte des accumulations de sables et la création d'un paysage d'erg, c'est-à-dire de dunes. Enfin, les crues exercent une action ponctuelle et localisée mais non négligeable sur la pédogénèse en raison du faible couvert végétal (Escadafal 1989). Sur les pentes rocheuses, le ravinement peut conduire à l'enlèvement du sol, tandis que dans les oueds ce dernier est enrichi lors des épisodes de crue par des dépôts alluvionnaires de granulométrie variable (Derruau 2010). La couverture pédologique dans ces régions est donc fortement corrélée aux formes du relief (Escadafal 1989) :

- les glacis et les terrasses se caractérisent par des regosols, sols caillouteux peu évolués et peu profonds ;
- en bordure de certains reliefs, là où la vitesse du vent diminue, se déposent des sables éoliens à partir desquels naissent des dunes sur de plus ou moins grandes superficies et épaisseurs ;
- les oueds et zones de dépression, zones d'accumulation hydrique et éolienne, se composent de sols alluvionnaires limoneux associés à des dépôts éoliens sableux ;
- dans les dépressions fermées, où l'eau s'évapore, se forment des sols blanchâtres recouverts d'une couche de gypse, les *sebkhas*, sols salins chlorurés.

En raison de l'absence de lessivage, les sols au Sahara sont relativement fertiles et l'eau reste la principale contrainte pour la végétation et les activités humaines (Ozenda 1991). Contrairement aux milieux tempérés, les sols sableux constituent des milieux relativement humides car ils empêchent la remontée de l'eau et son évaporation, et la restituent facilement aux plantes qui

développent des racines profondes. Comme nous le verrons, les zones d'accumulation (hydrique ou éolienne) concentrent la fertilité, et par conséquent, les activités d'exploitation du milieu.

Le cas de la plaine d'Ighuweln

A l'ouest, la plaine d'Ighuweln est délimitée par le massif du jbel Taïssa (Figure 11), un plateau de 500 m d'altitude formé de calcaires et dolomies primaires et découpé par les oueds qui y serpentent. Du nord-est au sud, elle est bordée par les reliefs du massif du jbel Bani, façonnés dans des schistes et quartzites précambriens et cambriens. Au nord enfin, elle s'ouvre sur une vallée qui constitue une jonction avec la plaine située au sud de Fask. La plaine fait ainsi partie de la vaste dépression terminale de l'Anti-Atlas, appelée *fejja*, que constitue l'Oued Noun (Joumani 2006). Relativement plate, son altitude varie du nord au sud entre 350 et 400 m (données personnelles).

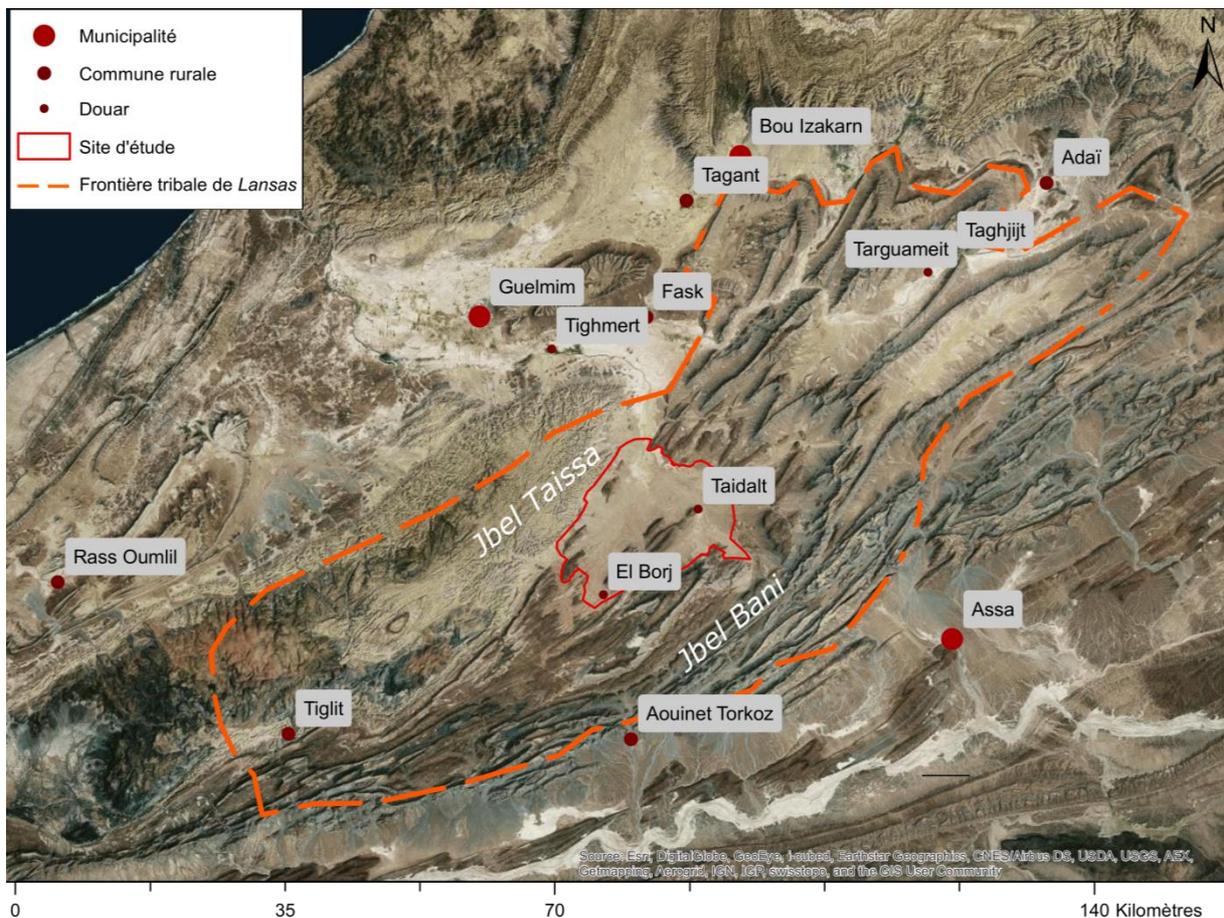


Figure 11 : Localisation de la plaine d'Ighuweln (en rouge) – bordée par les massifs du jbel Taïssa et du jbel Bani – et limites approximatives du territoire tribal des Ait Noss (en pointillés oranges).

Dans sa partie NO, la convergence de nombreux oueds donne naissance à une vaste zone alluviale et sablo-limoneuse qui constitue une zone d'épandage (ou *mâder*) au niveau des flux principaux de circulation des eaux (Joumani 2006). Les dépôts alluvionnaires apportés par les épisodes de crues forment des sols fertiles et relativement profonds qui constituent d'excellents terrains pour la végétation de pâturage et la culture (La Chapelle 1934). Dans la partie SE, une terrasse de reg domine, entrecoupée par de nombreux chenaux et quelques phénomènes locaux

d'accumulation. Cette zone est aujourd'hui délaissée par l'agriculture et constitue exclusivement un terrain de parcours, en particulier le long des chenaux où la végétation se développe davantage.

1.1.3 Formations végétales des écorégions sahariennes

Une flore adaptée à l'aridité

Paucispécifique en raison de l'aridité, la flore saharienne compte moins de 1 200 espèces de plantes vasculaires (Ozenda 1991). Selon leurs stratégies d'adaptation à un déficit hydrique récurrent, deux grands types de végétaux se développent dans les écosystèmes sahariens (Ozenda 1991) :

- les temporaires et géophytes (ou plantes éphémères) : leur adaptation à la sécheresse consiste essentiellement en un cycle végétatif et reproductif très court (de moins de 4 mois). Leur germination intervient très rapidement après une pluie et leur appareil végétatif est réduit au minimum de façon à pouvoir entamer très tôt leur cycle reproductif ;
- les permanents (ou plantes pérennes) : leurs mécanismes d'adaptation à la sécheresse sont d'ordre morphologique (hypertrophie des organes racinaires, réduction de la surface et de la vitesse d'évaporation grâce à des organes foliaires de taille réduite ou enroulés sur eux-mêmes, accumulation d'eau dans les tissus chez les plantes succulentes) ou physiologiques (potentiel osmotique bas, régulation de l'ouverture des stomates).

Les formations végétales

Les deux types de végétaux – éphémères et pérennes – forment deux types d'écosystème. Les regs et les hamadas portent des écosystèmes steppiques dominés par des Amaranthaceae de type *Hammada scoparia* (Pomel) Iljin, *Nucularia perrini* Batt., *Anabasis* spp. ou encore *Salsola* spp. Dans les oueds et les vallées, où les conditions hydriques sont plus favorables, se développent des écosystèmes arborés. Les espèces d'arbres du Maroc saharien comptent notamment *V. raddiana*, *V. flava*, *Faidherbia albida* (Delile) A.Chev. (Leguminosae), *Balanites aegyptiaca* (L.) Delile (Zygophyllaceae), *Maerua crassifolia* Forssk. (Capparidaceae) et *Searsia tripartita* (Ucria) Moffett (Anacardiaceae) (Benabid 2000). Leur répartition est très localisée ; seule *V. raddiana* forme des peuplements sur de vastes étendues. Elle représente en cela l'espèce arborescente dominante des écosystèmes sahariens du Maroc. Le gommier est quant à lui absent de la région saharienne, où le climat est trop aride. Dans la région de Guelmim-Smara, le couvert arboré est essentiellement composé de *V. raddiana*, qui s'étend sur 462 000 ha, suivie par l'arganier (*Argania spinosa* (L.) Skeels, Sapotaceae) qui occupe 21 300 ha, et de manière plus anecdotique, par le genévrier rouge (*Juniperus phœnicea* (L.), Cupressaceae) et le tamaris (*Tamarix* spp., Tamaricaceae) (Benabid 2000).

A notre connaissance, la plaine d'*Ighuweln* n'a pas fait l'objet d'étude floristique spécifique. Seule l'étude de Msanda et al. (2002), qui a porté sur la flore de la région de jbel Bani, renseigne des écosystèmes et des espèces caractéristiques que l'on peut trouver dans cette plaine (Tableau 3). Les espèces arborescentes, en particulier *V. raddiana*, sont présentes essentiellement dans les oueds et les zones d'épandage, où la disponibilité en eau est meilleure. Ainsi, dans sa partie NO et ses zones d'épandage, la plaine d'*Ighuweln* dispose d'un couvert arboré relativement dense sous lequel se développe un sous-étage de pérennes et d'éphémères ; en revanche, dans le paysage de reg de la partie SE, le couvert arboré et le sous-étage connaissent un développement plus limité (Figure 12). Mais outre une composition et un couvert végétal variable selon l'hétérogénéité des habitats, la présence des espèces végétales dans la plaine d'*Ighuweln* est fortement tributaire des précipitations, qui conditionnent également l'abondance du couvert végétal :

Le spectre biologique de l'Oued Noun présente à beaucoup d'endroits les caractères désertiques, nature quasi morte en période de sécheresse, qui regorgera d'espèces à la tombée des premières pluies, surtout dans les endroits fertiles et humides (Joumani 2006 ; p 47).

Tableau 3 : Flore caractéristique des différents milieux écologiques rencontrés dans les plaines périphériques du Jbel Bani (Msanda et al. 2002). Les espèces en gras sont les espèces les plus caractéristiques de chaque milieu

Oueds sablonneux	Pentes rocailleuses et regs	Epandages sablo-limoneux
<i>V. raddiana</i> <i>Panicum turgidum</i> Forssk.	<i>Hammada scoparia</i> <i>Convolvulus trautianus</i>	<i>Ziziphus lotus</i> <i>V. raddiana</i>
<u>Flore tropicale</u> <i>Maerua crassifolia</i> Forssk. <i>Lavandula coronopifolia</i> Poir. <i>Cullen plicatum</i> (Delile) C.H.Stirt.	<i>Gymnocarpus decander</i> Forssk. <i>Plocama reboudiana</i> (Coss. & Durieu) M.Backlund & Thulin <i>Deverra battandieri</i> (Maire) Podlech <i>Ceratolimon feei</i> (Girard) M.B.Crespo & Lledó	<i>Retama raetam</i> (Forssk.) Webb
<u>Flore saharienne stricte</u> <i>Hammada scoparia</i> (Pomel) Iljin <i>Pergularia tomentosa</i> L. <i>Fagonia lahovarii</i> Volkens & Schweinf. <i>Ziziphus lotus</i> (L.) Lam. <i>Convolvulus trautianus</i> Schweinf. & Muschler <i>Withania adpressa</i> Cors.	<u>Formation typique du pays Tekna</u> <i>Hammada scoparia</i> <i>Anabasis aphylla</i> L. <i>Traganopsis glomerata</i> Maire & Wilczek	

Finalement, en raison de sa localisation septentrionale, la plaine d'Ighuweln constitue sur le plan floristique une zone de transition entre les bioclimats méditerranéen et saharien. L'Oued Noun a ainsi été qualifié de « carrefour botanique », avec ses 40% d'espèces méditerranéennes, ses 26% d'espèces macaronésiennes et ses 13% d'espèces sahariennes (Joumani 2006).



Figure 12 : Paysages de la plaine d'Ighuweln au niveau de la plaine d'épandage à gauche et du reg à droite (Photos : J. Blanco).

1.2. ELEMENTS HISTORIQUES ET MODES DE SUBSISTANCE

Historiquement les steppes sahariennes, dont celles de la région de Guelmim-Smara, avaient une vocation pastorale dans le cadre d'un élevage ovin, caprin et camelin nomade et semi-nomade. Dans les dépressions était pratiquée une céréaliculture occasionnelle et opportuniste basée sur les épisodes de crue. Seules les oasis – qui bénéficiaient d'une source d'eau relativement pérenne permettant l'irrigation – supportaient un mode de vie plus sédentaire. Le système de production oasien reposait, comme aujourd'hui, sur la culture du palmier dattier et sur une polyculture à base de maraîchage, de céréaliculture et de petit élevage. Si les oasis ont attiré l'attention de nombreux auteurs et chercheurs, peu de travaux ont en revanche été consacrés à la vie de la steppe. Par ailleurs, l'histoire de l'Oued Noun et des Tekna demeure lacunaire et incertaine, et les sources disponibles dans la littérature anglophone et francophone font souvent défaut. Seuls La Chapelle (1934) et Monteil (1948) présentent des éléments de l'histoire de la confédération Tekna. Des informations sur l'Oued Noun ont également été apportées par Joumani (2006). Bien qu'incomplètes, les informations disponibles permettent de dresser un cadre historique général et de mieux comprendre les modes de subsistance et leur évolution.

1.2.1 Une histoire commerciale faite de dominations successives¹⁵

L'Oued Noun fut d'abord un centre de pâturage peuplé par des juifs qui s'y seraient installés très tôt (non daté). Au IX^e siècle avant notre ère, des pasteurs blancs y côtoyaient des peuples d'éleveurs et de chasseurs « éthiopiens ». Au IV^e siècle, les « phéniciens » y auraient exercé des activités commerciales à travers des foires. Les sources s'étiolent ensuite et redeviennent disponibles à partir du VII^e siècle, où l'Oued Noun était sous le contrôle de berbères Lamta, un peuple de grands nomades originaires de l'Est. La région est ensuite passée sous domination arabe (VII^e - IX^e siècle) suite à l'expédition d'Oqba Ben Nafi, venu de Tunisie, ce qui signerait l'arrivée de l'Islam dans la région. Très vite, les arabes se désintéressent du Sud et les Lamta en reprennent le contrôle. Dès le X^e siècle, ils possédaient une ville dans le Noun appelée Noul Lamta, réputée pour ses boucliers en peau d'antilope et qui participa au développement commercial de la région. Cette activité a ainsi constitué un élément fondamental de l'économie locale :

La balance des ressources dont disposent normalement les Tekna et les besoins qu'ils ont à satisfaire est déficitaire. Pour l'équilibrer, ils continuent la tradition commerciale de l'Oued Noun :

- 1- *En se faisant caravaniers, entre le Maroc et la Mauritanie ou le Soudan ;*
- 2- *En entretenant les foires annuelles (Monteil 1948 p. 42).*

Au XI^e siècle, les berbères Sanhaja venus de Mauritanie prennent le contrôle de Noul Lamta et y installent un atelier monétaire ; les Lamta s'associeront à eux. En 1218, les arabes Maqil prennent le contrôle de la région, ce qui entraîne l'incorporation d'une partie des berbères dans des groupes arabes à l'origine de la confédération arabo-berbère des Tekna.

Le Noun subit ensuite diverses invasions, tantôt par les armées du roi de Fès, tantôt par des expéditions européennes françaises (en 1405) et portugaises (en 1416). La région était en effet convoitée pour sa localisation privilégiée pour le commerce, ainsi que pour l'approvisionnement en esclaves auprès des populations nomades. Ces dernières parvinrent à chasser les portugais et, au

¹⁵ Ce paragraphe constitue une synthèse de l'histoire retracée par La Chapelle (1934).

XVII^e siècle, Abou Hassoun Semlali créa une principauté autonome et fit de l'Oued Noun un port commercial prospère. A sa mort, le territoire fut annexé par la dynastie alaouite et les Tekna furent utilisés par l'armée du Makhzen de 1670 à 1765. A partir de la création de Mogador (aujourd'hui Essaouira) en 1765, qui concurrença l'activité commerciale du territoire Tekna, la prospérité de l'Oued Noun décrut. La région fut alors l'objet, jusqu'à l'époque du protectorat, de dominations successives et de diverses tentatives d'instauration de comptoirs commerciaux par des occidentaux.

Si les français instaurent dès 1912 un protectorat au Maroc, ils se concentrent initialement sur le Maroc dit « utile » :

Le Maroc utile incluait les villes côtières, le Gharb et la Chaouia jusqu'aux premiers gradins du Moyen-Atlas ; les plaines des 'Abda, des Doukkala et du Haouz ; le rectangle Meknès-El-Hajeb-Sefrou-Fès et ses extensions jusqu'à Ifran et Azrou ; la trouée de Taza, reliant le Maroc à l'Algérie ; enfin Marrakech et le nord de la vallée du Sous. Cela représentait la moitié seulement du Maroc putatif [...]. De larges secteurs du Haut Atlas et de l'Anti-Atlas allaient demeurer dès lors hors de portée des troupes françaises jusqu'au milieu des années 1930 (Abitbol 2009 p. 421).

Il fallut ainsi attendre 1934 pour que la domination française atteigne les régions sud, dont l'Oued Noun. L'Espagne, qui colonisa les côtes du Sahara occidental et l'enclave de Sidi Ifni, ne remonta pas jusqu'au Noun. A l'indépendance de 1956, la région devint un territoire marocain et resta en dehors de l'aire géographique où s'est établi le conflit du Sahara Occidental (cf. Boîte 7.1, p. 242). Néanmoins, par son positionnement limitrophe à cette zone de conflit entre le front Polisario (qui revendique l'autonomie du Sahara occidental) et l'Etat marocain (qui revendique sa souveraineté), le Noun a subi l'influence de ce conflit. De nombreux Tekna furent déplacés – incités par un salaire intéressant et des produits alimentaires subventionnés par l'Etat – au Sahara, en particulier à Laâyoune, dans la perspective de la tenue d'un référendum qui devait décider du sort du Sahara Occidental (Mohsen-Finan 2009). L'allégeance des Tekna au souverain fut remerciée à l'époque d'Hassan II par un développement économique de la région, notamment des secteurs du bâtiment, de la pêche et du commerce (Mohsen-Finan 2009). Il convient aussi de noter que les gens du Noun font partie du « peuple Hassan » qui s'étend jusqu'au fleuve Sénégal (Joumani 2006). Par conséquent, le conflit pour le Sahara Occidental « n'est pas sans retombées sur la « problématique identitaire » d'Oued Noun » (Joumani 2006 p. 10).

A travers cet aperçu historique, l'Oued Noun affiche un long passé mouvementé par une histoire commerciale et coloniale ayant générée des troubles plus ou moins profonds pour les sociétés humaines qui y vivent. Nous verrons notamment que le passé récent n'a pas été sans conséquence sur la valorisation et sur la conservation des steppes à acacias.

1.2.2 Modes d'existence dans l'Oued Noun

L'histoire commerciale de l'Oued Noun masque celle de l'occupation humaine et des activités de subsistance dans cet environnement saharien relativement privilégié par sa position septentrionale :

Seul l'Oued Noun [...] présente la faveur d'un agencement de composantes de vie agro-pastorale, où les Tekna demeurent à la fois de grands nomades et de sédentaires possédant « des terres cultivables, habitées par une population attachée au sol (Joumani 2006 p. 43).

Les systèmes agropastoraux se scindaient en quatre composantes (Furst 1939) :

- l'élevage, essentiel, contribuait à la subsistance et à la vie quotidienne des sociétés humaines, comme en témoigne le capitaine De Furst (1939) chez les Ait Oussa (habitant aujourd'hui la ville d'Assa) :

Camelins, ovins et caprins sont le grand moyen d'existence et aussi la principale préoccupation des Ait Oussa, qui soignent et chérissent leurs troupeaux. Ce sont les besoins des animaux qui règlent les déplacements, imposent le choix des campements et la fatigue des longs périple. Ce sont eux qui ont fixé peu à peu le genre de vie des nomades. Ils sont à l'origine de presque toutes les coutumes (Furst 1939 p. 48).

- au niveau des oasis, l'irrigation permettait la phœniciculture et, dans une moindre mesure, le maraîchage et l'arboriculture. La production des dattes ne permettait néanmoins pas d'assurer les besoins de la tribu, et n'était par conséquent pas exportée comme dans le Haut Draa (Furst 1939). En effet, l'influence océanique sur le climat ne permet pas une phœniciculture très productive (Benabid, comm. pers.).
- les zones d'épandage constituaient des bours où étaient cultivés l'orge, le blé et le maïs après les crues. Le manque d'eau représentait la contrainte principale pour les rendements, n'autorisant de bonnes récoltes que tous les six à huit ans dans le Draa (Furst 1939). En dehors des périodes de culture, la fertilité des zones d'épandage leur conférait une vocation pastorale :

De place en place, il [l'Oued Noun] donne lieu à des maders, zones d'épandages aux hautes eaux, qui constituent d'excellents terrains de pâturages et de culture (La Chapelle 1934).

- enfin, le figuier de Barbarie planté dans les zones montagneuses constituait une ressource alimentaire complémentaire pendant 6 à 8 semaines durant l'été (Furst 1939).

Ainsi, le cycle alimentaire des tribus s'établissait autour du lait au printemps, des céréales à la moisson, des figues de Barbarie l'été et des dattes en automne (Furst 1939). Ce système agropastoral semble avoir été progressivement établi à partir du VII^e siècle dans les steppes du Maghreb, avec l'arrivée de tribus nomades du Proche-Orient (Aïdoud et al. 2006). Outre le développement de l'élevage, ces dernières auraient en effet contribué à celui des oasis dans la haute vallée du Draa, en y introduisant le palmier-dattier, les céréales et toutes les autres cultures maraîchères (Toutain 1977). Pour les nomades, les oasis constituaient alors des points de ravitaillement, de repos et de stockage d'où partaient notamment les caravanes commerciales. Toutain (1977) décrit ainsi des éleveurs se déplaçant avec leurs troupeaux dans les différents pâturages, et pratiquant régulièrement des razzias dont les produits étaient rassemblés dans les oasis pour ensuite être vendus. Les agriculteurs sédentaires des oasis étaient quant à eux asservis par les nomades, qui leur offraient en contrepartie une protection contre les autres tribus. Les nomades étaient ainsi en tête de la hiérarchie sociale, suivis par les sédentaires, un phénomène encore visible aujourd'hui (Pletsch 1977). Mais chez les Tekna, où la culture oasisienne est moins développée, il semble que la distinction entre agriculteurs sédentaires et éleveurs nomades ne soit pas si marquée :

Les limites ne sont pas toujours précises entre les deux genres de vie : il n'y a guère de sédentaires qui n'adoptent de temps en temps la tente (La Chapelle 1934 p. 57).

Sédentaires lorsqu'il y a de l'eau, les agro-pasteurs du Noun nomadisaient donc lorsque la sécheresse touchait la région. La zone de nomadisation habituelle des éleveurs s'étendait jusqu'au méridien de Tindouf au sud (La Chapelle 1934) et jusqu'au pays des Akhsass dans l'Anti-Atlas au Nord (Furst 1939). L'accès des troupeaux aux territoires de tribus voisines était alors garanti par un principe de réciprocité sur l'usage non-destructif des parcours, comme il en existe dans le reste de l'Afrique du Nord (e.g. Hobbs et al. 2014). Aujourd'hui les déplacements des troupeaux sont limités par les frontières établies à la suite de la décolonisation (Toutain 1977). Dans le droit marocain, l'accès aux parcours est *de jure* ouvert à tout éleveur marocain, quelle que soit sa région d'origine, ce qui n'empêche pas des restrictions *de facto* mises en place par les différentes tribus qui règlementent les groupes d'usagers et la période d'accès à certains pâturages de leur territoire traditionnel (e.g. Genin et Simenel 2011). Au-delà de ce contexte général, les règles effectives en vigueur dans le Noun, et en particulier dans la plaine d'*Ighuweln*, n'ont pas fait à notre connaissance l'objet d'investigations spécifiques.

Pour conclure, les modes d'existence dans le Noun reposaient essentiellement sur une composante mobile – l'élevage – et une composante sédentaire – l'agriculture. La culture irriguée dans les palmeraies et le figuier de barbarie étaient des composantes relativement stables car fiables, même si la production pouvait varier selon les conditions climatiques. L'agriculture dans les zones d'épandage avait quant à elle un caractère plus occasionnel et aléatoire, ne permettant pas d'atteindre des rendements très élevés (Furst 1939). Les systèmes agropastoraux étaient donc fortement tributaires de la pluie. En outre, ils reposaient sur des structures sociales tribales et leurs lois coutumières. Ces lois réglaient les conditions d'accès aux pâturages ou encore aux terrains de culture (Furst 1939). Comme nous le verrons plus loin (cf. Chapitre 3), l'héritage des structures sociales traditionnelles est encore présent aujourd'hui et donc très important pour comprendre les activités humaines de la plaine d'*Ighuweln*. Il convient dès lors de présenter le contexte tribal actuel et ses lois, et la façon dont cette structure sociale historique cohabite aujourd'hui avec les institutions régaliennes.

1.3. ORGANISATION DE LA VIE COLLECTIVE CHEZ LES TEKNA

1.3.1 Le contexte tribal : frontières sociales et spatiales

Les Tekna sont organisés en tribus segmentées (Tableau 4). Au niveau inférieur, se trouve la famille (*L-âïla*), incluse dans une fraction (*L-ârch*) au sein d'une tribu (*L-qabîla*). Les tribus appartiennent à des groupements de tribu (également appelés *qabîla*), pouvant eux-mêmes se regrouper pour former une alliance tribale (*leff*). La confédération Tekna se compose ainsi de deux *leff* ennemis : les Ait Jmel à l'ouest et les Ait Atman à l'est. Elle ne semble cependant pas pouvoir être considérée comme une entité sociale ou institutionnelle :

La confédération des Tekna ne correspond à rien, socialement parlant : jamais les tribus qui la composent n'ont eu d'organisation commune, jamais elles ne semblent avoir fait front contre un même ennemi (La Chapelle 1934 p. 65).

Certaines tribus y sont considérées comme Tekna de sang, c'est-à-dire descendantes de l'ancêtre éponyme Atman Ben Menda, tandis que d'autres sont Tekna de nom ou encore de fait (Monteil 1948) ; les Tekna ne se revendiquent donc pas tous d'une origine commune. De plus,

comme le souligne encore Monteil, les alliances au sein des deux *leffs* peuvent changer selon les conflits ou les réconciliations entre les différentes tribus. Ainsi, les unités tribales et leur appartenance à certaines branches ne sont pas des entités figées ; au contraire, elles se remodèlent constamment notamment *via* une intégration de « l’allogène » (Lefébure 1986). La confédération ne se définit pas non plus par son mode de vie : certains Tekna étaient de grands nomades indépendants (dont les Ait Lahssen, les Izerguiin, les Yaggout et les Ait Oussa) tandis que d’autres, vivant dans les zones plus septentrionales, avaient un mode de vie plus sédentaire (La Chapelle 1934). C’est par conséquent à l’échelle de la tribu que sont définies les institutions d’organisation de la vie collective et que s’exprime une certaine cohésion sociale.

Tableau 4 : Liste des tribus et regroupements composant la confédération Tekna (d’après La Chapelle 1934)

Leffs		Ait Jmel			Ait Atman		
Regroupements	Ait Lahssen	Izerguiin	Aucun	Ait Bella	Ait Noss	Aucun	
Tribus	Zkara Ait Saad Ouled Bou Aïta Ait Youb Bou Garfa Yaggout	Mejjat Ait Hasin Zenkat Lemyar Taoubalt Fouikat	Ait Moussa ou Ali Ouled Bou Louilet Filala Imradin	Azouafid Aït Yasin Id Brahim	Id Brahim Ait Zekri Ait Bou Achra Ait Moussa ou Daoud Ait Bouhou	Ait Oussa Torkoz Tamanart	

La plaine d’*Ighuwelln* se situe sur le territoire tribal des Ait Noss (litt. ceux de la moitié), un groupement de petites tribus sans véritable rôle politique au sein des Tekna (La Chapelle 1934, p. 28). Les Ait Noss sont des Tekna de sang, à l’exception des Ouled Bouachra qui sont Tekna de nom (Monteil 1948). Les frontières de *Lansas* (le territoire des Ait Noss) actuellement en vigueur – que nous avons tracé de manière approximative et à titre informatif sur la Figure 11, p. 68 – ont été arrêtées à l’époque du protectorat. Les éléments recueillis auprès des informateurs locaux sur la composition des Ait Noss recoupent en partie ceux des sources écrites consultées, mais divergent sur certains points. De tels écarts peuvent notamment s’expliquer par les reconfigurations qui s’opèrent au sein des tribus, qui ne sont pas des entités sociales immuables (Monteil 1948, Joumani 2006). Ainsi, il est ressorti de nos enquêtes que les Ait Noss sont aujourd’hui constitués de quatre tribus :

- la tribu des Ait Brahim¹⁶, habitant les villages de Taghjijt et Targuameit ;
- la tribu des Ait Zekri, habitant le village d’El Borj ;
- la tribu des Ait Bouhou, habitant le village de Tiglit ;
- la tribu des Ouled Bouachra, habitant le village de Taidalt.

Les membres de ces quatre tribus se partagent ainsi le territoire de *Lansas*. En outre, l’appartenance tribale se transmet par le père et n’est pas liée au lieu de naissance ou au mode de vie. Ainsi, de nombreux membres de ces tribus habitent aujourd’hui dans diverses villes du Maroc ou à l’étranger, mais conservent en théorie des droits sur les terres de leurs ancêtres. Chaque membre des Ait Noss possède aussi des droits sur les palmiers de l’oasis de Taghjijt ainsi que sur les zones d’épandage, dont ceux de la plaine d’*Ighuwelln*. Ces droits actuels sont liés à l’histoire d’occupation de la zone : les quatre tribus vivaient exclusivement à Taghjijt avant de se diviser dans les villages d’El

¹⁶ La tribu des Ait Moussa Ou Daoud mentionnée par La Chapelle (1934) serait d’après nos informations une branche de la tribu des Ait Brahim.

Borj, de Taidalt et de Tigit. Par héritages successifs, il apparaît aujourd'hui que toutes les familles sont propriétaires d'un certain nombre de palmiers, aujourd'hui gérés par les sédentaires de Taghijjt, les khammès (voir à ce sujet Pletsch 1977). De même, les droits de mise en culture des zones d'épandage dépendent de l'histoire de valorisation de ces espaces. Nous développons cet aspect plus précisément dans le Chapitre 3.

La plaine d'*Ighuweln* est donc une composante d'un territoire plus vaste cogéré par des groupes sociaux distincts mais qui revendiquent leur appartenance à un même groupement. Les droits actuels d'exploitation des ressources de la plaine résultent de l'histoire sociale du lieu, et sont donc encore fortement marqués par le système tribal, malgré la surimpression d'une réglementation moderne. Les groupes d'usagers et les usages actuels ne peuvent s'appréhender que par le prisme conjoint de la tribu et du système régalien, dont les unités de gestion ne se chevauchent pas complètement. De plus, les droits de mise en culture et de parcours sont détenus par des usagers provenant de groupes sociaux divers et parfois géographiquement très éloignés. En d'autres termes, la plaine d'*Ighuweln* apparaît comme un système ouvert qui profite à certains groupes. La régulation de la vie collective passe alors par des institutions spécifiques, issues de la sphère interne tribale pour certaines, et de la sphère externe du droit marocain actuel pour d'autres.

1.3.2 Organisation de la vie des tribus

La période antérieure au protectorat est connue sous le nom de *siba* (litt. anarchie, abandon), durant laquelle l'organe législatif et exécutif des tribus était un conseil de 40 membres appelé *Ait Arba'in* (ceux des quarante) (Hart 1998). Cette institution politique d'origine berbère opérait à l'échelle des Ait Noss et jouait plusieurs rôles, dont celui de gendarmerie locale garante de l'ordre interne, et délibérait sur les affaires liées aux lois coutumières, *L-ûrf* (Hart 1998). Les *Ait Arba'in* disposaient d'une fonction juridique, réglaient les conflits et s'assuraient du paiement des amendes. D'après les informations disponibles, ils étaient également en charge de l'établissement de titres de propriétés privés (les *melkîa*). Ces titres ont semble-t-il servi de référence pour le cadastrage et la titrisation officielle des terres, opérés plus tard par les autorités françaises puis marocaines.

A l'heure actuelle, les *Ait Arba'in* ont disparu pour être remplacés par les organes juridictionnels régaliens. En cas de conflits, une médiation peut être opérée par le *chîkh* – représentant du ministère de l'intérieur dans les villages. Si la médiation échoue, le *caïd* – représentant du ministère de l'intérieur de la commune, basé à Fask – peut intervenir. En dernier recours, l'on s'adresse aux tribunaux. Au cours de nos séjours, la majorité des conflits concernait le foncier. Munis de titres de propriétés plus ou moins anciens, de nombreux membres de la tribu, habitant au village ou émigrés, souhaitaient en effet les faire légaliser, ce qui générait souvent des tensions. En effet, les délimitations de ces titres sont imprécises et certains membres utilisent la partie des terrains non valorisée par le propriétaire. D'autres propriétaires souhaitaient également vendre des terres collectives (appartenant à l'ensemble de la tribu ou à un lignage) et se heurtaient à la réticence de certains habitants, qui se référaient aux pratiques foncières traditionnelles. Ainsi, la cohabitation entre le système foncier régalien et le système foncier traditionnel est source de tensions. Ces aspects primordiaux pour notre analyse sont développés dans le Chapitre 3.

2. Contexte socioéconomique et territorial actuel

2.1. CONTEXTE DEMOGRAPHIQUE ET SOCIOECONOMIQUE

2.1.1 *Démographie et populations*

La région de Guelmim-Es Smara est découpée en cinq provinces (Guelmim, Tan-Tan, Tata, Assa-Zag et Smara). La population s'élevait en 2004 à 462 410 habitants (soit 3,25 habitants/km²) et affichait un taux de croissance de 1,7%/an entre 1994 et 2004 (HCP 2004). La croissance démographique se concentre dans les zones urbaines (2,4%/an) qui regroupent 62% de la population, tandis que la population rurale a tendance à stagner (0,4%/an) (HCP 2004).

Selon le découpage administratif de 2009, la plaine d'*Ighuweln* se situe dans la province de Guelmim et sur la commune rurale de Fask. D'une superficie totale de 1 532 km² (PDC Fask 2012)¹⁷, celle-ci se compose de quatre villages (ou *dûar*) dans lesquels se concentre l'essentiel de la population : Fask et Taourirt d'une part, Taidalt et El Borj d'autre part, ces deux derniers se situant dans la plaine. Selon le recensement national de 2004, la commune de Fask comptait 3 404 habitants (soit 2,2 habitants/km²) et affichait un taux de croissance négatif de -1,6%/an entre 1994 et 2004 (HCP 2004). Cette tendance concerne l'ensemble de la province de Guelmim, où la population rurale décroît (-1,3%/an) au profit d'une urbanisation rapide (+2,3%/an), et où la population urbaine atteint 69% de la population totale de la province. En outre, la population sur la commune de Fask se caractérise par une forte proportion de jeunes de moins de 25 ans (55,1%), et par une proportion de personnes de plus de 65 ans de 8,2% plus élevée qu'au niveau national, où elle se limite à 5,6% (Figure 13). Fask et Taourirt sont les deux principaux villages de la commune et rassemblent 80% de sa population. Les 20% restants se répartissent dans les villages de Taidalt – 398 habitants pour 73 ménages – et d'El Borj – 319 habitants pour 63 ménages (PDC Fask 2012).

Grâce à des politiques de sensibilisation, le niveau de scolarisation actuel atteint les 79% sur la commune (jusqu'au secondaire), filles et garçons confondus. Chaque village dispose d'une école primaire ; un collège avec internat est présent à Fask ; les lycées les plus proches sont quant à eux à Guelmim. Le taux d'alphabétisation atteint 79% chez les jeunes, tandis qu'il s'élève à 40,7% tous âges confondus (26% chez les hommes ; 53% chez les femmes). Cet écart témoigne d'un fort taux d'analphabètes parmi les moins jeunes, qui n'avaient pas accès au système éducatif à l'époque. Par exemple, l'école dans le village de Taidalt n'a été ouverte qu'en 1977 (données personnelles). En revanche, le nombre d'enfants scolarisés décroît, en raison de l'exode de familles vers les villes (dont Guelmim et Agadir).

¹⁷ Cette référence correspond au plan de développement communal de Fask. Il nous a été transmis sous format numérique par le centre communal en 2014.

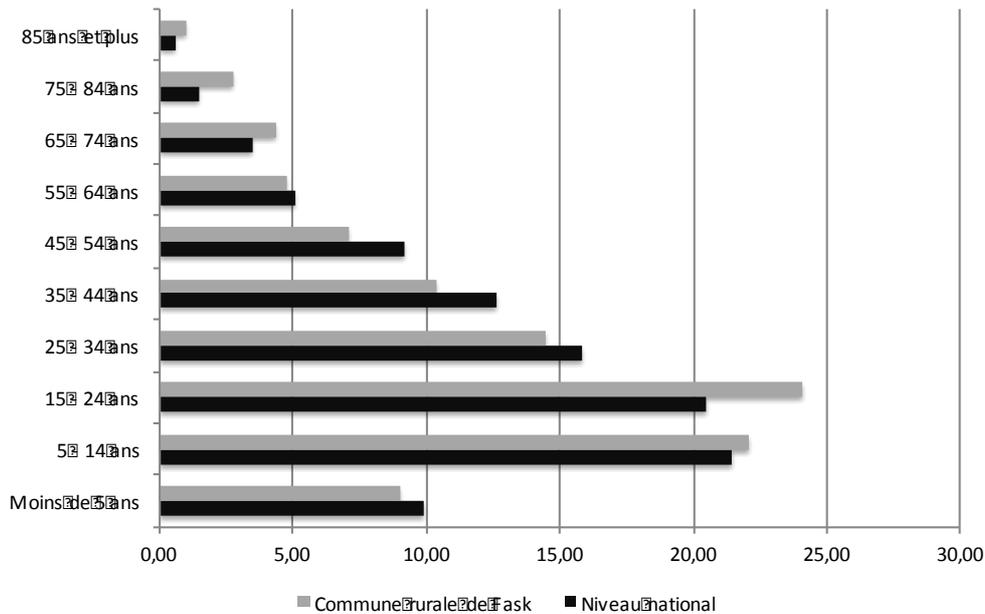


Figure 13 : Pyramide des âges (en pourcentage) sur la commune de Fask et au niveau national au Maroc (Données : HCP 2004).

2.1.2 Activités économiques et territoires

L'économie de la région de Guelmim-Smara repose sur l'agriculture, la pêche et le tourisme. L'élevage est une composante importante du territoire, qui dispose d'environ 6 millions d'ha de parcours (Figure 14), soit près de 44% de la superficie de la région (Royaume du Maroc 2012). Le cheptel régional se composerait, d'après les chiffres de 2004, de 281 498 caprins, 204 299 ovins, 42 483 camelins et 4 875 bovins (Alaoui Ismaili 2004). Néanmoins, ces chiffres régionaux demeurent peu informatifs en raison de la forte variation de la taille des cheptels d'une année à l'autre :

Il semble à peu près impossible de recenser le cheptel des nomades. [...] Qu'il pleuve et chaque femelle se double d'un petit. Que la sécheresse survienne, un tiers, la moitié du troupeau succombe (Furst 1939 p. 47).

De plus, le caractère mobile des troupeaux implique un déplacement des animaux vers d'autres régions, ainsi que la présence temporaire d'animaux provenant des régions voisines (Royaume du Maroc 2010). Ces mouvements se faisant de manière opportuniste selon les pluies, une estimation rigoureuse des effectifs demeure impossible dans ce type d'élevage (Niamir-Fuller 1999).

L'agriculture est plus facile à appréhender car clairement délimitée dans le territoire. La surface agricole utile (SAU) de la région de Guelmim-Smara atteint 205 100 ha et se décompose en :

- une agriculture céréalière par épandage des eaux de crues dans les zones d'épandage, appelées localement fayed (Figure 14), qui représente 51% de la SAU ;
- une agriculture de bour sur près de 44% de la SAU ;
- une agriculture irriguée dans les oasis (maraîchage essentiellement) qui couvrent 5,2% de la SAU.

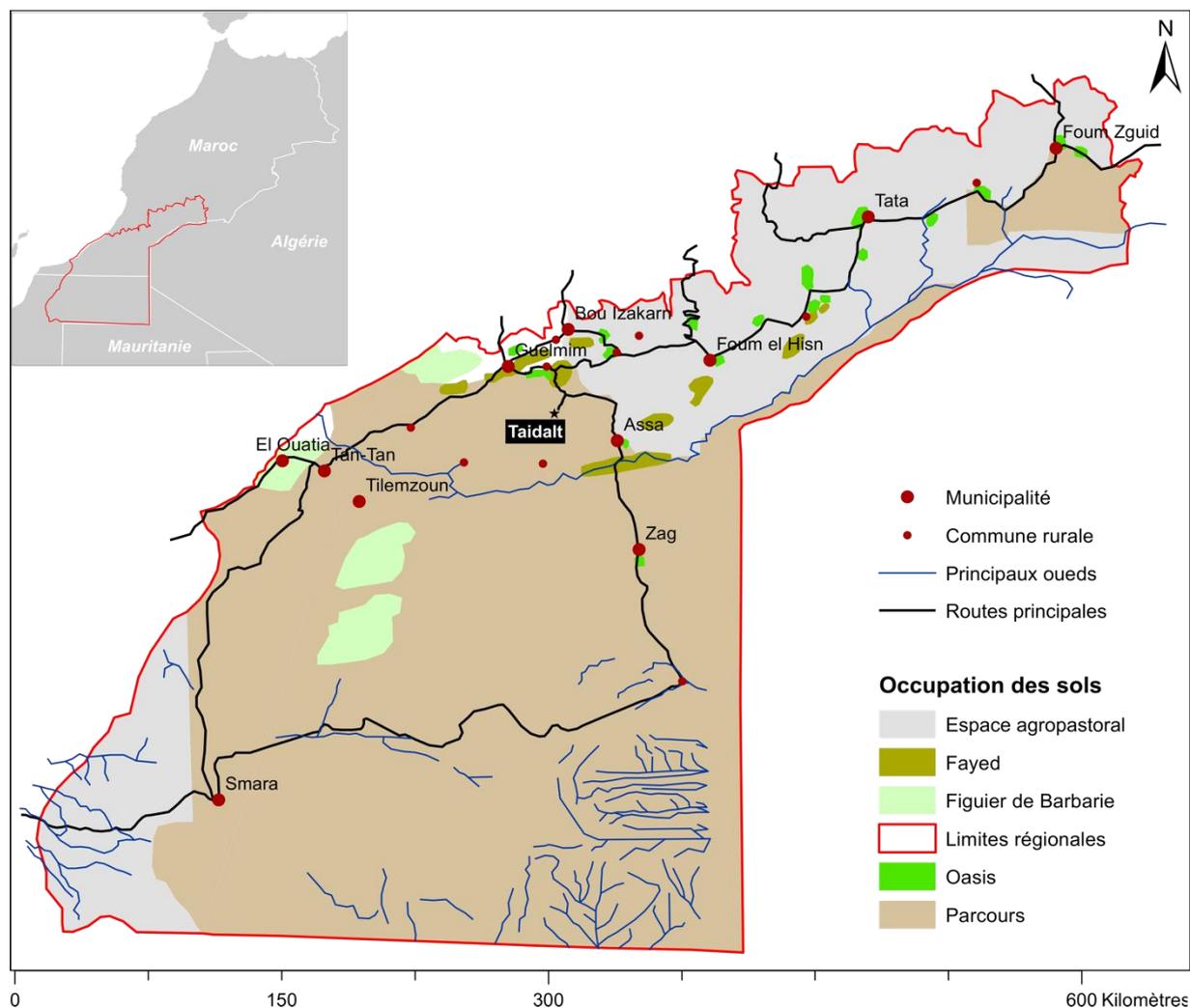


Figure 14: Organisation fonctionnelle du territoire de la région de Guelmim-Es Smara (Source : Royaume du Maroc 2012).

Enfin, la région est un haut lieu de pêche avec ses 180 km de côtes maritimes et le port de Tan-Tan qui assure 42,3% de la production nationale de sardines (Alaoui Ismaili 2004). Plus récemment, la région a investi dans le tourisme, notamment dans un projet de station balnéaire à proximité de Guelmim ou *via* diverses aides dirigées vers des structures d'accueil des touristes.

Sur la commune de Fask, les principaux secteurs d'emploi sont l'agriculture (57,5%), le BTP (12,8%), les administrations (10,4%), le commerce (10%) et l'élevage pastoral (5,2%). Ces chiffres n'intègrent vraisemblablement pas les activités économiques générées par l'agriculture de subsistance, dont la céréaliculture dans les zones d'épandage et le petit élevage domestique (non-enregistré auprès des organismes de l'agriculture). Ces deux activités, associées au transfert d'argent par les émigrés et à l'emploi temporaire, permettent aux familles vivant dans les villages de Taidalt et d'El Borj de subsister (PDC Fask 2012). Le taux d'activité est très faible sur la commune de Fask ; il s'élève à 43,1% pour les hommes et à 14,1% pour les femmes, tandis qu'il atteint 80,6% sur la région de Guelmim-Smara (Alaoui Ismaili 2004). Cela s'expliquerait par l'abandon des activités agropastorales suite à des épisodes de sécheresse, mais également par le transfert d'argent par les émigrés à l'étranger (PDC Fask 2012).

Enfin, Guelmim-Smara est une région à faible développement des oasis (MAP 2009) où l'agriculture moderne irriguée est en plein essor tandis que les pratiques traditionnelles sont relativement négligées ; cela explique notamment le manque de données à leur sujet. L'élevage bénéficie d'un soutien gouvernemental plus conséquent, *via* les services provinciaux agricoles et les ONSSA (Office National de Sécurité Sanitaire des produits Alimentaires). Néanmoins, ce soutien se traduit surtout par des dispositifs visant à limiter les déplacements et à assurer leur suivi, et ne parvient pas à pallier la diminution des cheptels entamée depuis plusieurs décennies.

2.2. ACTIVITES DE SUBSISTANCE DANS LA PLAINE D'IGHUWELN

2.2.1 Une plaine agropastorale

Officiellement, la plaine d'*Ighuweln* est considérée comme une zone de parcours (Figure 14), mais elle est aussi une zone d'épandage (Joumani 2006). Cet écart entre la situation décrite par les chercheurs et les données officielles témoigne de la relative méconnaissance de la région et du besoin d'un recensement plus approfondi des activités de subsistance actuelles. En effet, les écrits traitant des systèmes de subsistance dans la région de l'Oued Noun sont rares ou anciens. En dehors des ouvrages du capitaine De Furst (1939) et de La Chapelle (1934) (utilisés pour la présentation précédente), aucune source écrite récente ne permet de connaître la situation actuelle sur la plaine.

Nous limiterons ici notre propos à deux éléments généraux. La plaine d'*Ighuweln* est une zone pastorale dont les modalités d'accès restent, à ce stade, inconnues. Dans les zones d'épandage, la céréaliculture constitue une activité complémentaire à l'élevage, mais occasionnelle. Les revenus générés par ces activités de subsistance sont complétés par des emplois divers et par le transfert d'argent des émigrés.

2.2.2 L'exploitation des ressources végétales

Les espèces végétales – pérennes et éphémères – de la plaine d'*Ighuweln* sont principalement des ressources pastorales sur lesquelles repose l'élevage transhumant. Dans les zones d'épandage, la végétation est régulée par des opérations de défrichement destinées à rendre le terrain utilisable pour la céréaliculture (Msanda et al. 2002). Mais la survie des populations repose aussi sur l'exploitation des ressources végétales pour une utilisation directe. Riche en médicaments basés sur des végétaux (Bellakhdar 1997), la pharmacopée locale au Maroc implique des activités de collecte, voire de plantation et de commercialisation (Tahraoui et al. 2007). Les végétaux ligneux, en particulier les arbres, sont également utiles pour la construction ou pour l'artisanat, ainsi que pour le bois de chauffage (Ozenda 1991). Enfin, certaines espèces sont également consommées comme aliment ou condiment (Ozenda 1991). Là encore, aucune donnée récente n'existe sur l'utilisation et l'exploitation des ressources végétales au niveau de la plaine d'*Ighuweln*. Si les artisans locaux faisaient notamment usage de ces ressources (Furst 1939), les marchés urbains donnent aujourd'hui accès à de nouveaux matériaux et à d'autres alternatives. Par exemple le gaz, subventionné par l'Etat, représente une alternative au bois de chauffage ; les matériaux modernes de construction (poutres d'eucalyptus, ciment) sont également largement répandus. Dans ce contexte, l'exploitation des ressources végétales dans la plaine d'*Ighuweln* reste peu connue.

Conclusion

Au Maroc, les peuplements clairsemés de *V. raddiana* s'étendent dans la région sud du pays, depuis la haute vallée du Draa, jusqu'à la frontière avec l'Algérie et la Mauritanie. Notre travail s'est focalisé sur la région de Guelmim-Smara, qui borde le massif de l'Anti-Atlas et qui s'étend au sud dans les steppes sahariennes sur 142 000 km² (soit 20% du territoire marocain). La région est marquée par son histoire commerciale, en tant que zone frontalière entre le Sahara et le Nord du Maroc, et par des modes subsistance reposant essentiellement sur un élevage semi-nomade et sédentaire. En complément à cette activité culturellement et socioéconomiquement importante, les populations humaines pratiquent une polyculture dans les oasis et, occasionnellement, cultivent des céréales dans les zones d'épandage. La plaine d'*Ighuweln*, dépression située au pied des contreforts de l'Anti-Atlas, représente un site particulièrement pertinent pour notre travail. Lieu de parcours et zone d'épandage, cette plaine abrite en outre le peuplement de *V. raddiana* le plus important de la province de Guelmim ; elle offre ainsi un site d'étude approprié pour comprendre la gestion que font les sociétés rurales du Sud-ouest marocain des écosystèmes à *V. raddiana*. Au-delà des activités de subsistance, cette gestion est définie par des règles d'accès et d'exploitation des ressources qui font cohabiter un système coutumier avec le système régalién actuel.

Les évolutions de ces dernières années, avec la modernisation de la région, se sont traduites par une forte sédentarisation au profit de centres urbains en extension et par un fort exode rural. L'agriculture de subsistance est à ce jour peu renseignée, non seulement dans la part qu'elle occupe dans l'économie locale, mais également dans la façon dont elle est pratiquée. Malgré les évolutions socioéconomiques de ces dernières décennies, l'élevage pastoral et l'agriculture perdurent et occupent l'essentiel du territoire de la région de Guelmim-Smara. A cette échelle, notre travail permettra d'aborder les influences de la politique forestière marocaine sur le SES à *V. raddiana*.

- PARTIE II -

Arbres et agropasteurs sahariens

L'intégration des acacias dans les systèmes
agropastoraux sahariens

Cas de la plaine d'*Ighuweln* (Sud-ouest marocain)



Chapitre 3. Le système de production de la plaine d'Ighuweln : multifonctionnalité et flexibilité face à l'incertitude

Aujourd'hui les sociétés humaines colonisent l'essentiel des terres immergées du globe et évoluent dans une variété remarquable d'écosystèmes et de climats. Cet état de fait témoigne des capacités d'adaptation des sociétés aux spécificités de leur environnement naturel, à partir desquelles elles parviennent à produire et exploiter les biens et services utiles à leur subsistance. Cette adaptation se retrouve dans divers aspects de la vie sociale, à commencer par les systèmes de production. Dans le monde tropical humide, les systèmes d'agriculture itinérante¹⁸ sont les plus répandus, et aujourd'hui considérés comme des systèmes pertinents sur les plans économique et écologique (Mertz et al. 2009). Ces systèmes sont en outre remarquables par leur diversité, avec des pratiques spécifiques selon la topographie locale ou le type de forêt (Fujisaka et al. 1996). Dans les tropiques subhumides et semi-arides, les systèmes de production combinent des systèmes d'agriculture et d'élevage qui, souvent, s'associent dans l'espace. C'est notamment le cas des parcs agroforestiers d'Afrique sahélienne, qui rassemblent des cultures annuelles, des arbres clairsemés utilisés pour le bois (de chauffe ou de construction) et pour divers produits forestiers non-ligneux (PFNL), et des animaux domestiques qui paissent dans les champs en jachère (Bayala et al. 2010). De tels parcs se retrouvent sous climat méditerranéen, comme l'illustrent notamment les *dehesas* de la péninsule ibérique (Plieninger 2007). Dans les steppes arides et semi-arides, où les conditions climatiques sont défavorables à l'agriculture, les systèmes pastoraux sont au centre de la stratégie de subsistance des sociétés. Face à des ressources inégalement réparties au cours de l'année, les éleveurs ont adopté un élevage plus ou moins mobile (transhumant, nomade ou semi-nomade) au sein d'un vaste territoire pastoral (Niamir-Fuller 1999). De tels systèmes concernent notamment les déserts, en Mongolie (Fernandez-Gimenez 2000) ou encore en Afrique (Scoones 1994b). Enfin, malgré leur déclin, des systèmes de production basés sur la chasse et la cueillette perdurent encore aujourd'hui dans certaines régions du monde, en particulier dans les déserts froids (Ohmagari et Berkes 1997).

En parallèle à l'adaptation des sociétés à leur environnement, il ne faut pas négliger leur capacité à modifier et façonner ce dernier. Elles mobilisent en effet des techniques diverses – dont la mise à feu des forêts tropicales et des savanes, la construction de terrasses, l'artificialisation des sols,

¹⁸ Synonyme d'agriculture sur brûlis ou d'agriculture sur abattis-brûlis, ou dans la littérature anglosaxonne de *shifting cultivation*, *slash-and-burn agriculture* ou *swidden cultivation* (Mertz et al. 2009).

etc. – qui modifient durablement les paysages et les écosystèmes. L'essarteur (qui pratique l'agriculture itinérante) influence, par des coupes sélectives, la diversité biologique et la structure des forêts (Carrière et al. 2002). Dans les savanes africaines, l'action conjointe de l'agriculteur, des animaux et des mises à feu modifie les paysages de savane (Fairhead et Leach 1996), la composition du couvert arboré (Poudyal 2011) et la structure de la végétation (Ellis et Swift 1988). Y compris les forêts amazoniennes, autrefois supposées vierges, affichent les stigmates d'une ancienne occupation humaine (Heckenberger et al. 2003). Les Hommes sont ainsi « une force rivalisant avec les forces climatiques et géologiques dans le façonnage de la biosphère terrestre et de ses processus » (Ellis et Ramankutty 2008). En d'autres termes, l'Homme est à la fois sujet et auteur de son environnement.

Cette dualité repose sur un compromis entre les contraintes imposées par le milieu et la capacité de l'Homme pour modeler ce dernier selon ses besoins. Les innovations technologiques, l'adoption de nouvelles pratiques et l'apparition de nouveaux besoins et de nouveaux enjeux modifient les termes de ce compromis. Les systèmes de production ne sont pas immuables dans le temps, ils sont au contraire en perpétuelle évolution à un rythme plus ou moins soutenu. Avec l'adoption de nouvelles cultures, avec l'apparition de nouveaux enjeux créés par une croissance démographique élevée ou par les politiques gouvernementales, les systèmes d'agriculture itinérante ont, par exemple, été profondément modifiés ces dernières décennies (Mertz et al. 2012), avec parfois des conséquences négatives sur les sols (Bruun et al. 2009) et la biodiversité (de Jong 1997). Chez les sociétés nomades, la sédentarisation vers les villes a également eu de graves conséquences sociales et environnementales (Auclair 1996, Gravier 1996). A l'inverse, l'évolution des systèmes de production permet parfois aux sociétés humaines de s'adapter efficacement au nouveau contexte socioéconomique et environnemental (Mortimore et Adams 2001). Cette capacité adaptative des paysans repose en partie sur des pratiques et des savoirs réactifs aux modifications de leur environnement (Berkes et al. 2000) ; elle intéresse particulièrement scientifiques et gestionnaires au vu des changements globaux auxquels l'ensemble des sociétés humaines doivent faire face.

Dans le Sud-ouest marocain, nous avons vu que peu de travaux ont été menés sur les systèmes de production dans les zones d'épandage ; les seules sources écrites disponibles sont en effet anciennes et n'offrent qu'un rapide aperçu (cf. Chapitre 2). Selon quelles modalités ces zones sont-elles gérées par les paysans, et quels rôles assurent-elles pour un élevage qui dispose de vastes territoires de parcours ? En quelle mesure le paysan a-t-il façonné son environnement pour y cultiver ses céréales ? Comment a-t-il adapté ses pratiques face aux changements socioéconomiques et culturels de ces dernières décennies ? Pour répondre à ces différentes questions, nous avons pris le cas de la plaine d'*Ighuweln*, dans laquelle se combinent la céréaliculture d'inondation (dans les zones d'épandage) et l'élevage pastoral. Ce chapitre vise à comprendre le fonctionnement du système de production de cette plaine à travers les activités humaines qui s'y déroulent et les logiques des paysans qui y vivent. Pour ce faire, nous analyserons dans un premier temps la façon dont les paysans perçoivent les ressources présentes sur leur territoire et les règles d'exploitation et de gestion en vigueur. Ensuite, nous porterons notre regard sur les activités agricoles et pastorales, à travers les pratiques (techniques et moyens mobilisés), les logiques et les stratégies (individuelles et collectives) développées par les paysans selon les conditions écologiques et socioéconomiques. Ce chapitre permettra donc (1) de mieux comprendre la façon dont les sociétés humaines du Sud-ouest marocain s'insèrent dans, et façonnent, leur milieu et (2) d'identifier les facteurs influant sur ce système agroécologique. Ce chapitre constitue une première étape pour comprendre le paysage culturel dans lequel s'inscrivent les peuplements de *V. raddiana*.

1. Représentations et usages du milieu par l'agropasteur

Les perceptions qu'ont les Hommes de leur milieu sont cruciales pour l'ethnoécologue qui entend comprendre les liens que tissent ces derniers avec le monde qui les entoure. C'est à partir de ce monde qu'ils tirent les biens et services utiles à leur subsistance, et sur lequel ils impriment leur marque. De cette interaction émergent des paysages culturels, une notion aujourd'hui utilisée par diverses disciplines pour qualifier ces paysages qui résultent du façonnage d'un paysage « naturel » originel par des sociétés humaines qui agissent dans un cadre culturel spécifique (d'après Svobodava cité dans Lepart et al. 2000). Les représentations locales du paysage culturel et des ressources qui s'y trouvent permettent ainsi d'identifier les composantes et les irrégularités du paysage qui font sens pour les usagers. L'étude des représentations constitue dès lors un premier élément de compréhension de la stratégie et des pratiques de subsistance.

L'objectif de cette partie est de comprendre la façon dont le paysage culturel de la plaine d'*Ighuweln*, sa structure et ses composantes sont perçus par les agropasteurs. Nous proposons pour commencer de nous intéresser à la façon dont ces derniers nomment et perçoivent les éléments du paysage, les activités qu'ils y mènent, et où ils les effectuent. En d'autres termes, il s'agit d'abord de comprendre l'espace vécu de la plaine d'*Ighuweln*, c'est-à-dire l'ensemble des représentations et typologies que les usagers ont du milieu qui les entoure (Vermeulen et Carrière 2001). Il s'agira ensuite d'identifier les règles d'appropriation des ressources naturelles, *i.e.* les règles qui encadrent la façon dont les usagers exploitent et façonnent leur milieu dans un contexte où diverses activités, parfois complémentaires, parfois antagonistes, coexistent.

1.1. LE PAYSAGE VÉCU DE LA PLAINE D'IGHUWELN

L'analyse des noms de lieux, des noms de choses et de leur classification sont des outils mobilisés par l'ethnologue pour appréhender les représentations humaines. Derrière leur façon de nommer et de classer le monde se cache en effet l'importance que les sociétés humaines lui accordent, mais également la façon dont elles interagissent avec. Par exemple, le mot forêt est inconnu de certaines cultures (du moins dans le sens où nous, occidentaux, l'entendons) parce que la forêt constitue pour elles un espace agropastoral activement utilisé, parfois en dormance dans les jachères, qui ne se distingue pas des autres espaces de production (Michon 2015). Pour corollaire, les perceptions que les hommes ont de leur milieu et de son état, conditionnent leurs décisions de gestion. Par exemple, si les sociétés de montagne distinguent l'adret de l'ubac, c'est que les conditions bioclimatiques contrastées de ces deux versants conditionnent la nature et la temporalité de leurs activités (Carrière et al. 2005). Ce faisant, les perceptions influencent les usages et donc l'état des ressources (Wesuls et Lang 2010). Les typologies locales sont utiles à l'ethnologue pour comprendre plus spécifiquement l'hétérogénéité du milieu telle qu'elle est perçue par les populations et les caractéristiques de l'environnement naturel qui influent sur la spatio-temporalité des activités humaines. C'est ainsi que les essarteurs du Cameroun choisissent l'emplacement de leurs champs à partir de leur capacité à distinguer les types de sol, mais surtout les espèces végétales, indicateurs directs de la fertilité du milieu (Carrière et Castro Carreno 2003). En d'autres termes, la façon dont les hommes nomment, jugent et classent les éléments de leur milieu renseigne de leurs relations avec ce milieu. Nous proposons d'interroger ici la façon dont les usagers de la plaine d'*Ighuweln* perçoivent leur milieu,

dans l'espace et dans le temps. Cela englobe leur façon de découper et de nommer le paysage, d'appréhender la saisonnalité, et de classer les ressources naturelles.

1.1.1 Percevoir l'espace-temps

Découper le paysage physique

Dans les perceptions locales, les notions de paysage culturel, de terroir, et d'espace villageois au sens large, se regroupent sous le terme de *bled*. Le *bled Taidalt* qualifie ainsi l'ensemble, composé du village (*dûar*) et de son territoire (*bara*, litt. l'extérieur). Le village se compose des maisons (*dar*) et des jardins irrigués et clôturés (*jnan*). Le *bara* se découpe de différentes façons, à partir de considérations topographiques d'abord, et fonctionnelles ensuite. Les éléments de relief sont ainsi de deux sortes : ils sont *jbel* (ou *kedja* en Hassanya) lorsqu'ils atteignent le statut de montagne, ou *guert* lorsqu'ils forment des petites collines (Figure 15). Une montagne dispose d'un versant exposé à l'est (*m'semes*) et d'un exposé à l'ouest (*masdal*), ce qui influe sur les espèces végétales qui s'y développent et leurs caractéristiques. Par exemple, les vertus médicinales de *chdîda* (*Ephedra alata* Decne., Ephedracea) seraient plus fortes pour les plantes exposées à l'ouest. Les flancs de ces montagnes chauves et noires sont striés par des lignes d'écoulement des eaux formées par l'érosion hydrique, appelées *shelkha*, qui correspondent à de petits torrents temporaires. Au pied des montagnes, alors que la pente s'adoucit pour former un glacis, appelé *reg* ou *zbar* selon qu'il soit pierreux (le premier) ou sableux (le deuxième), les torrents convergent pour former des petits chenaux, appelés *sehb*. En se rejoignant, ces chenaux forment un *wed*, c'est-à-dire une rivière temporaire. Les rivières peuvent présenter des structures très différentes, avec des berges très apparentes ou au contraire une démarcation très diffuse entre le lit majeur et le lit mineur. Le terme *wed* désigne l'ensemble de ces rivières, indépendamment de leur structure, et s'étend jusqu'au lit majeur ; il correspond donc à la plaine d'inondation des géomorphologues (Derruau 2010). La plaine d'inondation est parfois ponctuée de petits reliefs positifs, qui s'élèvent de quelques mètres au-dessus des eaux. Constitués d'un sol caillouteux, ces zones d'interfluve ne sont jamais inondées et s'appellent localement *drâ* (Figure 15) ou *al-wis* lorsqu'elles s'étendent sur seulement quelques dizaines de mètres.

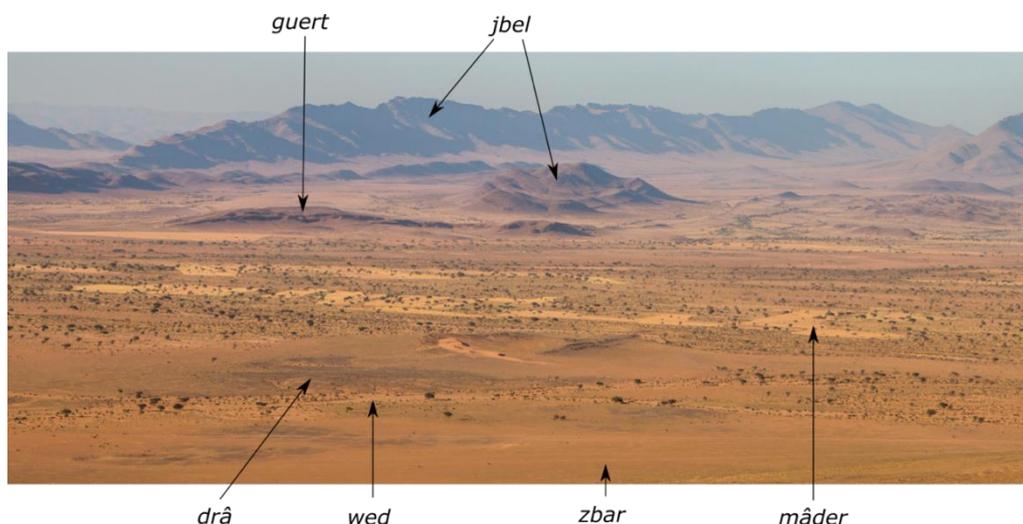


Figure 15 : Vue panoramique d'une partie de la plaine d'Ighuweln et noms locaux des principaux éléments du paysage. Photo : J. Blanco.

Découper le paysage fonctionnel

Parallèlement au découpage topographique, les usagers distinguent des ensembles fonctionnels qui, outre les caractéristiques abiotiques strictes du paysage, prennent en compte la façon dont l'espace est utilisé. Le *jbel* est ainsi un espace rocheux et pentu considéré comme inhospitalier, dans lequel se développe une flore peu abondante perçue comme spécifique. On y trouve certaines espèces appréciées pour leurs propriétés médicinales – telles qu'*Euphorbia officinarum* subsp. *echinus* (Hook.f. & Coss.) Vindt (Euphorbiaceae), *Maerua crassifolia*, *Salvia aegyptiaca* L. (Lamiaceae) – ou des ressources pastorales particulières – e.g. *Limonium sinuatum* (L.) Mill. (Plumbaginaceae). Le *jbel* constitue en outre un espace de passage entre deux rivières (dans lesquelles les pâturages semblent plus abondants) pour les humains et les troupeaux. Le *jbel* est donc un milieu structurellement contrasté par rapport au reste du territoire, dont les conditions abiotiques limitent les activités humaines à la collecte de produits forestiers non-ligneux (PFNL) et à l'utilisation ponctuelle des pâturages. Les *mâder* correspondent quant à eux aux zones d'épandage où l'on pratique l'agriculture d'inondation¹⁹ lorsque les conditions pluviométriques le permettent. Outre leur vocation agricole, les *mâder* constituent, lorsqu'ils ne sont pas cultivés, des terrains de parcours où différentes espèces végétales sont exploitées (pour le bois, les médicaments, etc.). Les *mâder* sont donc des espaces à forte valeur fonctionnelle, qui concentrent de nombreuses ressources et activités humaines ; ils se situent dans les plaines d'inondation des *wed* (Figure 15) mais pas dans les chenaux (*sehb*). Parce que ce sont les espaces qui reçoivent le plus d'eau, les *mâder* sont aussi les zones les plus favorables au développement de la végétation ; ils constituent en cela des pâturages de choix (La Chapelle 1934). D'après son usage, le terme *mâder* renvoie à la notion de champ, cultivé ou en jachère. Lorsqu'un agriculteur dit « *Hada L-mâder diali* » (celui-là, c'est mon *mâder*), il désigne son champ, quelque soit sa forme et sa mise en valeur. Au pluriel (*mâder*, invariant), le terme permet d'indiquer un ensemble de champs et de jachères appartenant à une personne, ou une famille, voire fait référence à l'ensemble du domaine arable de la tribu ou du *bled*. Lorsqu'en revanche l'on dit « *Ma kaynch mâder had L-âam* » (Il n'y a pas de *mâder* cette année), le terme renvoie à l'état de l'espace arable : l'on entend en effet par là que cette année, aucune parcelle n'a été cultivée. Le mot *mâder* renvoie donc selon le contexte à un territoire à haut potentiel agropastoral (espace perçu en tant que tel) ou à une partie de ce même territoire mis en valeur (et donc mis en défens) pour l'agriculture (espace fonctionnel temporaire, le temps de la mise en culture) : il s'agit à la fois du tout et de la partie, selon l'usage ou le contexte (Turner 1999a). Enfin, les *drâ*, *zbar* et *sehb*, impropres à l'agriculture d'inondation, servent uniquement de terrains de parcours, désignés par le terme *raî*. S'ils sont perçus comme des parcours moins riches que les *mâder*, ils constituent toutefois des pâturages intermittents les années particulièrement pluvieuses lors desquelles les *mâder* sont cultivés, ou encore à certaines saisons selon les espèces végétales recherchées par les bergers.

La saisonnalité chez les agropasteurs sahraouis

Les sahraouis décomposent l'année en différentes périodes, issues d'une hybridation entre le découpage saisonnier occidental et un découpage local antérieur qui se rapprocherait d'un calendrier agricole et pastoral (Bernus 1994). Le début de l'année agropastorale commence en septembre avec *L-khrif* (l'automne), période de disette (les espèces éphémères et les chaumes de l'année précédente sont épuisés) et en même temps période des pluies (*L-woqt dial chta*) – si

¹⁹ Le *mâder* est l'espace où se pratique une agriculture pluviale d'inondation, à la différence du jardin (*jnan*) dans lequel se pratique une agriculture irriguée par l'eau d'un puits ou d'une source (soit par système de goutte-à-goutte, soit par la méthode traditionnelle oasienne).

toutefois elles ont lieu. En octobre apparaît une période qui s'appelle *tawadi*, caractérisée par une phase chaude et une plus froide. *L-khrif* prend fin avec le début de *L-liali* (les nuits), qui commence le 25 décembre et dure 40 jours. C'est la période pendant laquelle à la fois l'air et la terre sont froids. Se juxtapose partiellement à cette période *L-woqt dial arbeâ* (la période de l'herbe verte), qui s'étend de janvier à mai. De même, pendant deux mois en décembre et janvier, les agropasteurs identifient *L-woqt dial L-khdir* (la période de l'eau de pluie). De mai à juin, *tifsky* signe le début de *L-woqt dial achich* (la période de l'herbe sèche), qui s'étendra jusqu'à fin août et le début de l'automne suivant. Fin juin commence l'été (*L-seif*), période chaude et sèche, en particulier à partir du 25 juillet et pour 40 jours, période appelée *smeim* (même racine que le mot poison, *sem*). Les sahraouis découpent ainsi leur année selon plusieurs considérations. Tout d'abord, certaines périodes sont définies à partir du type de ressource qui s'y développe ou du type de ressource que les hommes cherchent à exploiter, ce qu'observe également Bernus (1994) chez les bergers et paysans touaregs. D'autres périodes se définissent par des caractéristiques plus générales liées au climat. La représentation de cette saisonnalité est ainsi liée au calendrier agropastoral, qui rythme les activités humaines.

La perception de l'espace-temps par l'agropasteur sahraoui est donc centrée sur la ressource la plus précieuse de cette région aride car la plus rare, l'eau. Principale ressource limitante pour les activités humaines et la production des écosystèmes (Le Houérou 1996), l'eau conditionne les activités agropastorales. Les zones d'épandage sont des espaces à forte valeur fonctionnelle, tandis que les zones d'interfluve et les reliefs offrent peu de possibilités. Dès septembre, les agropasteurs attendent les pluies, qui conditionnent les activités de l'année suivante (cf. 3.2 ci-après) : elles sont un préalable à une « période de l'herbe verte » abondante.

1.1.2 Nommer l'espace, éléments de toponymie locale

Toponymes associés à la topographie

La plupart des montagnes et des reliefs entourant la plaine d'*Ighuwelln* portent un nom spécifique, qui fait référence à une spécificité morphologique, faunistique ou floristique. Le *guert Kesksû* (la colline couscous) est nommé d'après sa forme de plat à couscous, révélateur de la culture locale ; le *guert Sefer* (la colline jaune) renvoie à sa couleur ; *Ras telet ûchen* (la tête du chacal) est le sobriquet donné à une montagne en forme de tête de chacal. Le *jbel Mû-es-smid* (la montagne du froid) révèle une spécificité topographique et climatique, cette montagne étant le plus haut relief surplombant la plaine. Le *guert Bûgjim* (la colline du fouette-queue) serait quant à lui peuplé de nombreux de ces reptiles (*Uromastyx* sp.) ; la toponymie s'inspire ainsi de la faune locale. Certaines montagnes ne sont pas nommées mais désignées par un élément limitrophe, telle une rivière. Ces dernières portent en effet toutes un toponyme spécifique (Figure 16). Ce nom peut faire référence à une spécificité floristique : dans *wed labiad* (la rivière blanche) pousse *Retama raetam*, qui produit une inflorescence blanche. Ailleurs *wed âla* (la rivière du dessus), également appelée *wed L-kbir* (la grande rivière) est l'affluent principal de la plaine d'*Ighuwelln*. Lorsque des noms propres sont utilisés (*wed meît*, *wed bikhardein*), ils renvoient aux ancêtres ou à leur histoire même si les villageois ne semblent plus être en mesure aujourd'hui de dire à quoi ces noms font référence. Les petites irrégularités topographiques ne portent pas de nom particulier, si ce n'est celui de ce qui les entoure. Ainsi *Al-wisat Ahl Buê* est une petite zone d'interfluve limitrophe aux terres de la famille *Ahl Buê*.

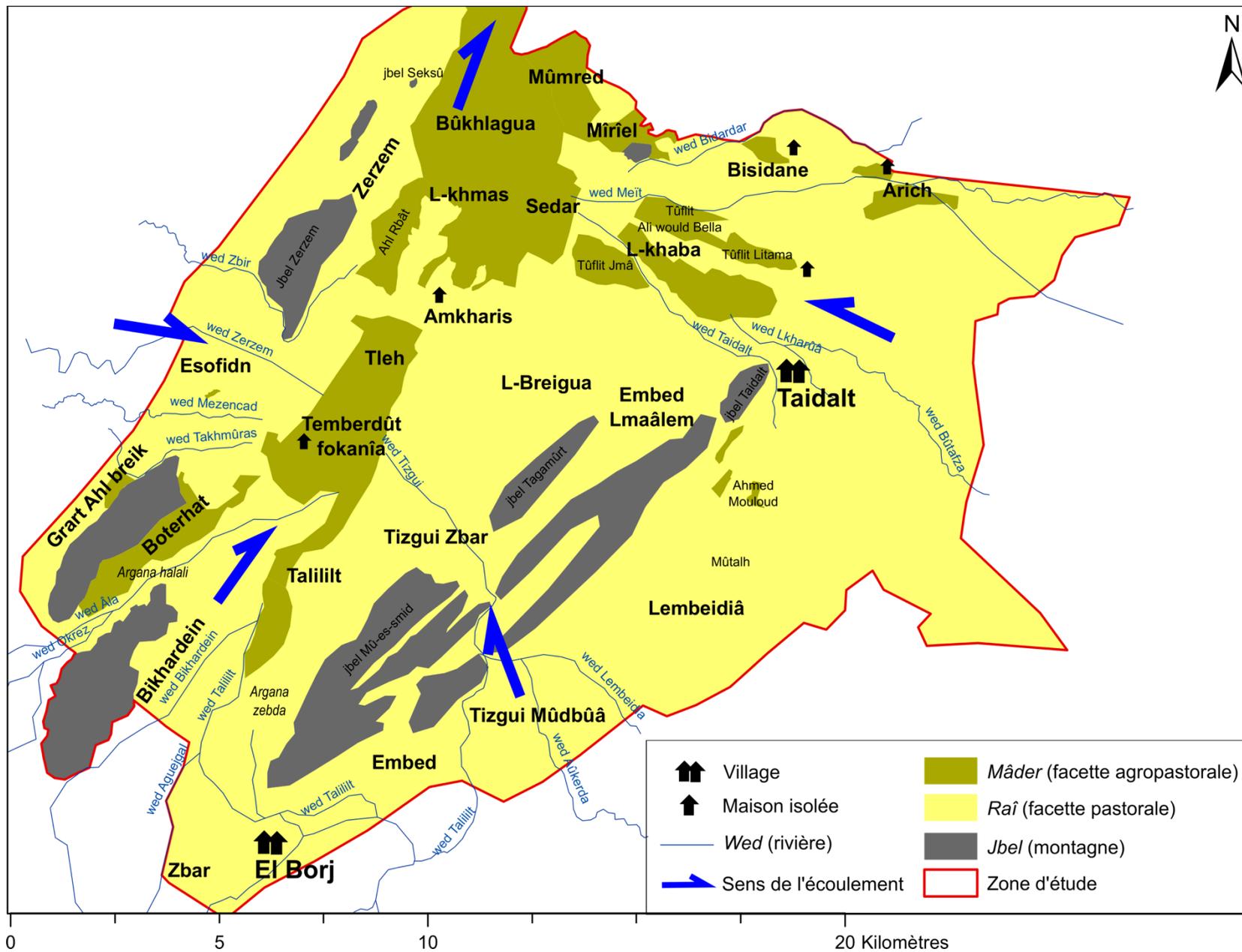


Figure 16 : Carte de la zone d'étude et de la toponymie locale.

La toponymie locale révèle ainsi de multiples aspects de la vie et des représentations des habitants de la région. Elle fait d'abord référence à des éléments de la culture locale, tout autant qu'aux espèces animales et végétales qui y vivent. Mais elle témoigne aussi de l'histoire de l'occupation des terres et de la gestion de l'espace foncier. La toponymie des reliefs, qui ont une fonction d'orientation dans l'espace, peut se comprendre comme un outil pour mieux se situer sur le territoire. Par ailleurs, la toponymie se fait de plus en plus précise avec l'augmentation de la fréquentation de l'homme et des enjeux liés à l'espace et à ses ressources (Vermeulen et Carrière 2001). C'est notamment ici le cas des rivières, zones les plus fertiles du territoire et lieux les plus fréquentés. A l'inverse, les espaces moins productifs sont nommés à partir de ce qui les entoure, signe de leur intérêt plus limité.

Toponymes associés aux espaces fonctionnels

Outre les éléments physiques du paysage, la toponymie de la plaine d'*Ighuweln* révèle les usages passés et actuels. Les toponymes servent d'abord à distinguer différents secteurs du territoire, permettant essentiellement de les situer dans la plaine (les noms en gras sur la Figure 16). Le nom de ces secteurs fait parfois référence à une espèce végétale (actuelle ou passée), et notamment à une espèce arborée. Ainsi, *Tleḥ* correspond au pluriel d'acacia (*V. raddiana*) et désigne une zone où cette espèce domine, tout comme *Sedar* (pour *Ziziphus lotus*, le jujubier). A l'est de *Sedar*, se trouve *L-khaba* (la forêt), zone à *V. raddiana* qui d'après nos informateurs formait à une certaine époque une forêt « dense » en mélange avec des arganiers. Ces noms révèlent d'une part la place privilégiée des arbres dans les représentations paysannes²⁰ et témoignent d'autre part des paysages et des écosystèmes passés. D'autres toponymes sont quant à eux liés au régime foncier et à l'histoire d'appropriation des lieux : *Grart Ahl Breik* désigne le secteur dans lequel se trouvent les terres du lignage *Ahl Breik* ; *L-khmas* (les cinquièmes) désigne une zone où cinq tribus possèdent des droits de mise en culture. Enfin, des lieux sont nommés à partir de spécificités topographiques : *Amkharis* sont des gorges creusées par les crues, et ce terme désigne un secteur où il y en a beaucoup.

A l'intérieur de ces grands secteurs s'opère une toponymie à plus grande échelle. Cette dernière se base pour partie sur des spécificités écologiques et floristiques locales : *Argana zebda* (le beurre de l'arganier) est une zone à arganier ; *Mûṭalḥ* (celle de l'acacia) est une zone à acacia ; ou encore *Tailûlûlt* est une zone dans laquelle pousse *Capparis spinosa* L. (Capparaceae). D'autres endroits sont nommés à partir d'un récit où s'exprime le lien avec l'histoire du lieu, tel qu'*Âin mûdabûs* (la source du bâton de combat), lieu où deux lignages se seraient affrontés à une époque lointaine. Dans les *mâder*, la toponymie fait intervenir le patronyme de l'ayant-droit initial ou du lignage associé, et donc l'histoire de l'occupation humaine et le système d'appropriation de l'espace. *Tûflit Ali would Bella*, *Ahl Rbât*, *Ahl Breik*, *Ahl Aliwikat*, *Ahmed Mouloud* identifient ainsi les lignages ou les hommes qui labourent les terres à ces endroits. *Tûflit jmâ* (la digue de l'ensemble) désigne une zone où différents lignages ont des droits. *Tizgui Ahl Adi* et *Tizgui Ahl Barka* désignent deux parties d'une même vallée, à partir des lignages ayants des droits sur le foncier. Puis, à l'intérieur même de chacun de ces ensembles fonciers, il est possible de repérer les parcelles, désignées avec le patronyme de leur(s) ayant(s)-droit. Les *mâder* sont ainsi les zones où la toponymie est la plus précise pour se situer dans l'espace, zones qui concentrent les ressources (agricoles et pastorales) et donc les enjeux et, finalement, la richesse. En ce sens, la toponymie a une valeur juridique et foncière ; elle découpe l'espace en attribuant des parcelles à un groupe social connu et reconnu par

²⁰ Cette importance culturelle des arbres peut provenir du fait qu'ils sont les plantes soit les plus visibles de la plaine, soit les plus utiles (cf. annexe 1).

tous. A l'inverse, elle se fait moins précise et moins nette dans les zones à faible enjeu, comme à *L-Breigua*, zone de steppe à sol nu. De même, si les frontières entre les grands secteurs sont diffuses, elles sont d'une grande précision lorsque l'on se situe dans les *mâder*. En effet, si les premiers servent essentiellement à se repérer, le champ de vision relativement large (en raison d'un faible couvert végétal et du peu de relief) n'implique pas un grand besoin de précision. A l'inverse, les *mâder* constituent un patrimoine foncier qu'il est nécessaire de connaître précisément si l'on souhaite le conserver et le mettre à profit.

1.2. TYPOLOGIE DES RESSOURCES NATURELLES

Les activités principales de subsistance dans la plaine d'*Ighuweln* étant l'élevage et l'agriculture nous avons restreint notre étude aux typologies liées aux ressources végétales et aux sols.

Typologie des ressources végétales

Les plantes (*nabat*, pl. *nabatat*) spontanées sont classées par les agropasteurs en trois grandes catégories. Le terme *arbeâ* regroupe les plantes éphémères qui poussent après une pluie ou une inondation. Mais *arbeâ* revêt une sémantique double et sert parfois à qualifier la nature d'une plante, parfois son statut. Ainsi, lorsque l'on dit « *L-Habelya wahed arbeâ* » (*L-Habelya*²¹ est une plante éphémère), *arbeâ* renvoie à la nature éphémère de la plante. En revanche, dans la phrase : « *Men chhar tlata heta daba kant arbeâ. Walakine daba kayn khir achich* » (Depuis le mois de mars jusqu'à maintenant il y avait de l'herbe verte. Mais maintenant, il n'y a que de l'herbe sèche), *arbeâ* (herbe verte) renvoie au statut de la strate herbacée et s'oppose à *achich* (herbe sèche). Sans changer de nature (celle de plante éphémère, *arbeâ*) la plante passe du stade vert (*arbeâ*) au stade sec (*achich*). Une seconde catégorie rassemble l'ensemble des plantes pérennes, *sadra*, qui persistent même en période sèche. Cette dichotomie entre éphémères et pérennes rejoint la classification des plantes pastorales établie par Volpato et Puri (2014) chez les sahraouis algériens. Mais les villageois de Taidalt ont semble-t-il intégré en plus à leur système de classification le terme *chejra*, c'est-à-dire l'arbre, utilisé dans le reste du Maroc. Un *chejra* est également un *sadra*, mais qui se distingue par son port et sa taille. D'après nos informateurs, six espèces de *chejra* poussent spontanément autour de Taidalt et El Borj : l'arganier (*argan* – *Argania spinosa*), le jujubier (*sedar* – *Ziziphus lotus*), *V. raddiana* (*ṭalḥ*), *V. flava* (*Tamat*), *Searsia tripartita* (*Ḍarî*), et *Calotropis procera* (Aiton) Dryand. (Apocynaceae) (*Tûrja*).

Typologie des sols

Les agropasteurs distinguent différents types de sol dans la plaine d'*Ighuweln*, qu'ils nomment selon leurs caractéristiques structurales, lesquelles conditionnent le mode d'occupation potentiel. Il y a d'abord les sols caillouteux, appelés *trab harcha* (la terre dure). Ces sols superficiels et recouverts de cailloux sombres se rencontrent dans les *ḍrâ* où ils ne sont pas mis en valeur – si ce n'est comme terrains de parcours et de campement – et dans le reg où ils peuvent, si la topographie est plane, être valorisés par des cultures irriguées. Dans le lit majeur des rivières, le sol est appelé *trab mûremla dial wed* (terre sableuse de rivière). Il se caractérise par un sable alluvionnaire grossier et blanchâtre, utilisable dans le torchis des habitations et la fabrication de ciment. Ce type de sol peut être mis en culture dans le cadre de l'agriculture d'inondation. Dans les plaines d'inondation, les agropasteurs

²¹ Nom vernaculaire de l'espèce *Heliotropium bacciferum* Forssk. (Boraginaceae).

distinguent deux ensembles de sol. *Temberdût*, *Tleh* et *L-khaba* se caractérisent par un sol rouge à dominante sableuse (appelé *trab hamara*, terre rouge, ou *trab mûremla*, terre sableuse). Le sable de ce type de sol est d'origine éolienne, de couleur ocre, et n'est pas utilisable pour la construction. Dans les zones où le sable s'accumule sur plusieurs dizaines de centimètres, les agropasteurs parlent de dunes (*dhes*). Dans les zones où l'accumulation est superficielle, le sable recouvre un substrat argilo-limoneux, ce qui aboutit à un sol appelé *trab mûghelet* (terre mélangée), utilisable pour l'agriculture d'inondation. Le second ensemble de sols se retrouve dans les zones sans accumulation éolienne où seul le substrat argilo-sableux est présent. Le sol est plus compact et l'eau s'y infiltre moins ; il s'appelle *aderk*. On le rencontre dans les secteurs de *L-khmas* et *Bûkhlagua*, et il est utilisable pour l'agriculture d'inondation. Entre *trab mûghelet* et *aderk*, les agriculteurs ne considèrent pas qu'il y ait de différences de rendement dans la production céréalière. Selon eux, seuls l'intensité et la qualité de la crue importent. S'ils observent parfois des rendements différents entre les champs dans des conditions hydriques similaires, ils n'expliquent pas ces variations, qui sont alors interprétées comme issues d'une volonté divine.

Les ressources végétales et pédologiques sont donc classifiées selon des considérations structurelles (dépendantes des caractéristiques intrinsèques de la ressource) et fonctionnelles (dépendantes des usages qu'en font les agropasteurs). Dans le paysage vécu de la plaine d'*Ighuweln*, l'eau représente la fertilité nécessaire aux activités humaines ; cet élément crucial occupe une place importante dans les représentations et la nomenclature du paysage. Enfin, le paysage vécu de la plaine d'*Ighuweln* se découpe en espaces structurels et fonctionnels distincts, dans lesquels certaines activités humaines se développent. Les conditions biotiques et abiotiques façonnent ces activités, mais ces dernières dépendent également de règles et d'institutions établies par la société. Il est dès lors crucial, afin de comprendre les modalités d'usage du paysage vécu, de connaître ces règles et leur mise en application.

1.3. DROITS DE PROPRIÉTÉ SUR LES RESSOURCES

1.3.1 Présentation du cadre d'analyse : les maîtrises foncières

Les droits de propriété se définissent comme les actions spécifiques autorisées et sont les produits des règles de propriété, lesquelles s'entendent comme les prescriptions qui sont à l'origine des autorisations (Schlager et Ostrom 1992). En Afrique, les droits de propriété résultent d'une hybridation entre des règles formelles fixées par le code législatif et des règles informelles héritées des droits coutumiers (Le Roy et al. 1996). En d'autres termes, si les règles foncières formelles qui s'appliquent sur une terre influencent la nature des droits de propriété sur les ressources de cette terre, les droits effectifs dépendent aussi de règles locales, plus ou moins précisément définies. La question des droits de propriété sur les ressources requiert donc une analyse qui aille au-delà des régimes fonciers régaliens et qui intègre aussi les règles et pratiques effectivement en vigueur.

Aperçu des régimes fonciers au Maroc

Au Maroc, les systèmes de propriété foncière relèvent d'une hybridation de trois types de droit issus de la coutume d'origine préislamique (*L-ûrf*), de la loi foncière musulmane et de la législation coloniale et postcoloniale (Bouderbala 1999). Ces trois influences se sont succédées dans l'histoire, mais sans que l'arrivée de l'une n'éradique les précédentes. Si bien qu'aujourd'hui, les usagers se réfèrent tantôt à un système, tantôt à un autre, tantôt à une forme hybride, selon l'entité concernée (un terrain, une ressource, etc.). La loi préislamique établissait la notion de propriété foncière délimitée uniquement dans les villes, les oasis et les terrains d'agriculture sédentaire. A ce régime s'ajoutait un droit foncier dit « écologique » (Berque cité par Bouderbala 1999) selon le territoire que les tribus étaient capables de défendre. Plus tard, l'Islam a distingué trois statuts :

- les terres *melk* correspondent à la propriété foncière individuelle ou lignagère ;
- les terres collectives appartiennent aux tribus mais sont sous la tutelle de l'Etat souverain (le *makhzen*) et soumises à l'impôt ;
- les terres domaniales, terres sans maître ou confisquées par le *makhzen*.

Lorsque la tribu des Ait Noss revendique son autorité sur le territoire *Lansas*, elle se réfère au droit foncier écologique, alors que légalement cette autorité n'est plus reconnue, du moins sous cette forme (cf. Chapitre 2). En s'inspirant des législations coloniales et postcoloniales, sans toutefois renier les spécificités du droit musulman, le droit marocain reconnaît aujourd'hui six statuts fonciers (d'après Bouderbala 1999) :

- les terres *melk* : propriété de droit romain avec l'usus, le fructus et l'abusus, qui recouvrirait près des trois quarts des surfaces agricoles ;
- les terres collectives : territoires des tribus, propriétés inaliénables soumises à la tutelle du ministère de l'intérieur et dont la gestion interne est à la discrétion de l'assemblée villageoise ;
- les terres *guich* : terres autrefois concédées par l'Etat à certaines tribus pour services rendus ;
- le domaine privé de l'Etat : terres confisquées et aujourd'hui propriété de l'Etat ;
- les biens *habous* : terres offertes afin d'être agréable à Dieu, affectées à une œuvre pieuse sans restriction (*habous* public) ou réservée à un certain groupe (*habous* de famille) ;
- les terres immatriculées : procédure qui se superpose aux régimes précédents et qui permet de purger les droits et ayants-droit et d'établir les limites cadastrales par un bornage intangible.

Les régimes fonciers dans la plaine d'Ighuweln

Dans la plaine d'Ighuweln, seuls trois statuts fonciers se rencontrent : les terres *melk* (*trab melkîa*), les terres collectives (*trab dial qabîla*, la terre de la tribu) et le domaine privé de l'Etat (*trab dial Makhzen*, la terre de l'état souverain). Ces statuts ne sont pas figés dans le temps ou l'espace, dans le sens où un individu de la tribu peut s'approprier une parcelle parmi les terres collectives. Ce procédé est permis par le droit musulman à travers le principe de vivification (*L-îhyâ*), équivalent au droit de hache, qui constitue un mode d'appropriation des terres (Denoix 1996). La vivification consiste en la valorisation d'une terre non-productive (*i.e.* pastorale) par des actions d'améliorations (construction d'un puits, travail du sol, etc.) destinées à en tirer des produits agricoles (maraîchage, céréaliculture, arboriculture) ou à la rendre utile à quelque autre finalité (construction, etc.). En d'autres termes, la vivification est une reconnaissance du travail d'un individu, qui par ce procédé donne à la terre travaillée un nouveau statut, celui de *melk* lui appartenant. La modification du statut auprès des autorités cadastrales devient envisageable sous la condition qu'un certain nombre de « témoins » au sein de la tribu attestent de sa légitimité. En outre, la terre (objet naturel) acquiert également grâce au travail (objet anthropique) un statut de ressource, objet hybride car la terre n'est ressource

que si elle est pensée comme telle (Ben Hounet et al. 2011). Il convient donc de distinguer d'une part la terre en tant qu'espace plus ou moins défini, de la terre en tant que ressource. Nous utiliserons le terme « terrain » pour désigner la terre en tant qu'espace et « sol » pour référer à la terre en tant que ressource exploitable. Un terrain donné compte alors différentes ressources : le sol, les végétaux à valeur pastorale ou médicinale, les végétaux ligneux utilisés pour leur bois, ou encore les puits ou les sources d'eau. Les droits de propriété sur ces ressources ne sont pas définis uniquement par le statut foncier du terrain, mais dépendent également de la nature de la ressource. Par exemple, chez les pasteurs mongols, les droits de propriété et les ayants-droit varient selon la ressource pour un même régime foncier (Fernandez-Gimenez 2002). L'analyse des droits de propriétés doit donc tenir compte de cette « relation espace-ressource » (Vermeulen et Carrière 2001), ce que permet le cadre analytique des maîtrises foncières (cf. Boîte 3.1).

Boîte 3.1

Théorie des maîtrises foncières

Le cadre d'analyse des maîtrises foncières proposé par Le Roy et al. (1996) a été mobilisé pour l'étude des droits de propriété sur les ressources de la plaine d'*Ighuwel*n. Ce cadre d'analyse permet de distinguer, pour chaque chose, cinq types de maîtrise, mises en relation ci-dessous avec les *property rights* de Schlager et Ostrom (1992) :

- **maîtrise indifférenciée** : droit d'accès à une chose (essentiellement ici à un terrain) ;
- **maîtrise prioritaire** : droit d'accès et d'extraction des produits d'une ressource par le premier, ou le seul, qui en a cet usage (concerne essentiellement les ressources renouvelables non rares) ; équivalent au droit d'usage ;
- **maîtrise spécialisée** : droit d'usage et de gestion sur une chose qui peut supporter plusieurs usages ou être affectée à plusieurs utilisations spécifiques ; la gestion autorise en outre de réguler les usages de la chose et de la transformer ;
- **maîtrise exclusive** : droit d'usage, de gestion et d'exclusion sur une chose mais dans l'intérêt supérieur du groupe ; l'exclusion permet de déterminer qui a un droit d'usage et comment ce droit peut être transféré ;
- **maîtrise absolue** : droit de propriété absolue qui inclut l'aliénation et permet de vendre ou louer la chose, d'en user et d'en abuser.

Ces différents modes d'appropriation s'insèrent dans un système de cogestion qui définit des groupes de gestionnaires de cinq natures différentes :

- **cogestion publique** : commune à tous, ou à des groupes non énumérés ;
- **cogestion externe** : commune à des groupes limitativement énumérés (*i.e.* les groupes sociaux membres du groupement Ait Noss, ou les groupes sociaux d'une tribu) ;
- **cogestion interne-externe** : commune à deux groupes dans le cadre d'une alliance ou d'un contrat ;
- **cogestion interne** : commune à un groupe défini (*i.e.* un lignage ou une partie de lignage) ;
- **cogestion privée** : exclusive à une personne physique ou morale.

Le croisement des modes d'appropriation et de cogestion aboutit à une matrice de 25 modalités, dans laquelle sont placées les entités de chaque terrain en fonction du régime foncier de ce dernier.

Les entités appropriées dans la plaine d'Ighuweln

En préalable à l'analyse des maîtrises foncières, il convient d'identifier les entités de la plaine d'Ighuweln qui font l'objet d'une appropriation quelconque. Ces entités peuvent être des ressources exploitées ou des aménagements servant à acquérir ou à améliorer une ressource. Par exemple, un puits ou un captage permet d'avoir accès à l'eau. Ces entités sont présentées dans le Tableau 5, auxquelles a été ajouté le terrain, en tant qu'accès physique à l'espace. Dans chaque type de statut foncier, il s'agit d'identifier les droits de propriété sur ces différentes entités, autrement dit, de définir le type de maîtrise foncière et son mode de cogestion.

Tableau 5 : Liste des entités appropriées présentes dans la plaine d'Ighuweln selon les statuts fonciers

	Terres <i>melk</i> <i>Dûar, jnan et mâder</i>	Terres collectives <i>Raï</i>	Terres domaniales <i>Raï</i>
Entrée	Terrain	Terrain	Terrain
	Digues	Puits	Puits
	Canaux	Captages	Captages
Aménagements	Puits		
	Captages		
	Barrages végétaux		
	Barrages de pierre		
	Sol	Sol	Sol
	Eau	Eau	Eau
Ressources	Espèces pastorales	Espèces pastorales	Espèces pastorales
	PFNL	PFNL	PFNL
	Bois collecté	Bois collecté	Bois collecté
	Bois sec	Bois sec	Bois sec
	Bois vert	Bois vert	Bois vert

1.3.2 Maîtrises foncières dans les terres collectives

Par définition, une terre collective (terre de la tribu) n'est pas vivifiée, car dans ce cas elle passerait, *de jure* sinon *de facto*, au statut de *melk*. Elle dispose cependant d'un sol potentiellement vivifiable par un des membres de la tribu : la maîtrise du sol y est alors exclusive à cogestion externe. A défaut, la terre collective a une vocation essentiellement pastorale. Dans le contexte saharien d'élevage transhumant, l'exploitation des ressources pastorales est régie par un principe d'usage mutuel (intertribal) non-destructif des ressources (Andersen et al. 2014). Autrement dit, diverses tribus externes ont le droit d'user des ressources des terres collectives des Ait Noss tant qu'elles n'en abusent pas ; réciproquement, les pasteurs affiliés aux Ait Noss disposent de ce droit dans les terres collectives des autres tribus. Ces règles sont répandues dans les sociétés pastorales des zones sèches, et garantissent la mobilité nécessaire à la bonne gestion des pâturages en contexte d'incertitude (Scoones 1994b). Ainsi, le discours dominant parmi les usagers interrogés est que l'usage des parcours de *Lansas* est libre pour quiconque souhaite y accéder, sans qu'il ne soit nécessaire d'en référer à quelque autorité villageoise. En outre, aucune liste prédéfinie de tribus autorisée n'existe. Les droits de parcours sur les terres collectives sont donc liés à une maîtrise prioritaire à cogestion publique. Ces droits s'appliquent sur l'ensemble des ressources nécessaires à la pratique de l'élevage transhumant : l'accès à un terrain pour établir son campement, l'usage des espèces pastorales par les troupeaux, l'usage du bois à finalité domestique (cuisine), la collecte de PFNL et l'usage de l'eau des puits et des captages pour abreuver hommes et animaux. En revanche, les

ouvrages en eux-mêmes font l'objet d'une maîtrise spécialisée à cogestion externe. Construire un puits ou un captage sur une terre collective, ou y effectuer des travaux, est réservé aux membres de la tribu. Ce genre d'ouvrage est par ailleurs à considérer comme une façon d'asseoir, *via* le travail, l'autorité tribale sur le terrain concerné. Ainsi, si le travail permet d'acquérir un droit privilégié sur un terrain, le droit au travail est par corollaire réservé à un certain groupe social (Berry 1989). Enfin, les arbres (et en particulier les acacias) disposent d'une maîtrise spécifique, qui sera détaillée dans le Chapitre 4. Le Tableau 6 synthétise les maîtrises dans les terres collectives.

Tableau 6 : Matrice des maîtrises foncières dans les terres collectives

	Indifférenciée <i>Droit d'accès</i>	Prioritaire <i>Droit de soustraire</i>	Spécialisée <i>Droit de gestion</i>	Exclusive <i>Droit d'exclusion</i>	Absolue <i>Droit d'aliénation</i>
Public <i>Groupes sociaux indéfinis</i>	Terrain	Espèces pastorales Eau Bois collecté Bois sec PFNL			
Externe <i>Groupe tribal</i>			Puits Captages	Sol	
Interne-externe <i>2 groupes en alliance</i>					
Interne <i>Lignage</i>					
Privé <i>Famille / individu</i>					Bois vert

1.3.3 Maîtrises foncières dans les terres melk

Les villageois distinguent trois espaces où les terres ont un statut *melk* (*de jure* ou *de facto*) : les habitations, les jardins irrigués et les *mâder*. Les maisons et les jardins irrigués sont des espaces clos, physiquement isolés par des murs d'enceinte ou des clôtures constituées d'un assemblage de végétaux (frondes de palmier, buissons épineux morts récupérés à l'extérieur du village, etc.) et de ferraille. Ce sont des espaces où s'exerce une maîtrise absolue à cogestion privée sur l'ensemble des ressources qu'ils contiennent. Notre propos se concentrera sur les *mâder*, qui sont quant à eux des espaces ouverts et mutuellement interdépendants (cf. 3.3 ci-après). Sur le territoire de *Lansas*, territoire des Ait Noss, les villageois ont coutume de dire que « la terre n'est pas divisée entre les différentes tribus ». Parallèlement, lorsqu'ils sont interrogés sur la tribu disposant du droit de cultiver dans les *mâder* de *L-khaba* ou de *Tleḥ*, ils répondent sans hésitation « *Ûled Bûachra* » (la tribu du village de Taidalt). Il en va de même pour l'ensemble des secteurs de la plaine d'*Ighuweln* (Tableau 7). En outre, sur un *mâder* donné, ils sont capables de nommer un individu, une famille ou un lignage à qui appartient la terre. La terre est donc appropriée par différents groupes sociaux, mais cette appropriation aboutit, à l'échelle de la plaine, à une mosaïque foncière dans laquelle s'entremêlent, plus qu'ils ne se juxtaposent, les tribus, familles, lignages et individus selon l'histoire de l'appropriation des lieux. Etant donné que les droits sur un *mâder* s'acquièrent par héritage ou par

vivification, la mosaïque foncière actuelle résulte de la répartition spatiale du travail des générations précédentes et de l'actuelle.

Tableau 7 : Appropriation foncière, types de sols et affluents des principaux secteurs de la plaine d'Ighuweln (informations obtenues auprès de Bûachraouis)

Secteur	Tribus disposant de terres melk	Type de sol	Affluents
Temberdût fokanîa	Ôled Bûachra Ait Zekri	Mûremla	Wed L-Kbir Wed Talililt Wed Tizgui
Tleh (Temberdût Tahtanîa)	Ôled Bûachra	Mûremla	Les 3 précédents Wed Zerzem Wed Takhmûras
Esofidn	Ait Zekri	Aderk	Sehb dûin
Amkharis	Ôled Bûachra	Aderk	Les précédents Wed Lahcen Ūzbir
L-khmas	Ôled Bûachra Ait Zekri Ait Brahim Ait Mûsaûdaûd Ait Bûhû	Aderk	Les précédents Wed Taidalt Wed Meît
Sedar	Ôled bûachra Ait Brahim Ait Zekri	Mûremla	Les précédents
Bûkhlagua	Ait Brahim Ôled Bûachra	Aderk	Les précédents Wed Tafarajît
Lembeidiâ	Ôled Bûachra Ait Zekri	Mûremla Mûajra	Wed Talililt Wed adrar ûmlal
Tizgui Mûdbûâ	Ait Brahim Ôled Bûachra	Mûajra	Wed Tizgui
Touflit litama	Ôled Bûachra	Mûremla	Wed Tizgui Wed kharûa
L-khaba	Ôled Bûachra	Mûremla	Les précédents Wed Bûtafza
Arich	Ait Brahim Ôled Bûachra	Mûajra	Wed Meît
Bisidane	Ait Zekri Ait Brahim	Aderk	Wed Bûdardar
Mîriël	Ait Brahim	Aderk	Wed Tizgui Ahl Âdi

Selon l'usage villageois, définir l'appartenance d'un *mâder* à un certain groupe social (tribu, lignage, famille ou individu) renvoie certes au statut foncier de type *melk*, mais n'est pas synonyme de maîtrise absolue à cogestion privée (*i.e.* de propriété privée) sur l'ensemble des ressources de cette terre. Le sol relève d'une maîtrise absolue à cogestion privée ou interne selon les cas. Dans le premier cas, le droit de cultiver le sol, de le gérer, de le louer ou de le vendre, est réservé à un individu qui a acquis ce droit soit parce qu'il a vivifié en premier cette terre, soit parce qu'il en a hérité de l'un de ses parents. Dans le deuxième cas, ces droits sont détenus par un groupe d'héritiers, dans l'éventualité où le parent n'a pas distribué avant sa mort ses terres entre ses héritiers. Ces derniers négocient en interne lorsque l'un ou plusieurs d'entre eux souhaitent cultiver ce sol. Les termes des négociations peuvent aboutir à une subdivision du *mâder* pour que chacun en cultive une partie ou à une mise en commun des cultures entre les héritiers. En outre, lorsque d'autres *mâder* appartenant au même groupe sont disponibles, il peut y avoir une distribution de

telle sorte que chaque héritier mette en culture un *mâder* différent. Les maîtrises relatives au terrain et aux ressources pastorales au sens large évoluent selon le critère d'affectation (Le Roy et al. 1996). Lorsque le *mâder* n'est pas cultivé, la maîtrise des ressources pastorales est identique à celle décrite dans les terres collectives. A l'inverse, la mise en culture déclenche un principe de mise en défens qui interdit jusqu'à la récolte tout droit d'accès au terrain et donc à ses ressources à toute personne tierce, ce qui est commun en Afrique sèche et ailleurs (e.g. Turner, 1999). Enfin, la maîtrise des ouvrages d'aménagement s'insère dans le cadre d'une cogestion individuelle ou, dans le cas d'une indivision, s'organise entre les héritiers.

Dans le Tableau 8, qui récapitule les maîtrises dans les *mâder*, les espèces pastorales apparaissent dans deux cases. Il convient en effet de distinguer l'usage de la végétation, publique, de sa gestion par les propriétaires du *mâder*. Ces derniers ont en effet le droit d'effectuer des travaux de débroussaillage et de coupes afin de maintenir la vocation agricole de leur parcelle.

Tableau 8 : Matrice des maîtrises foncières dans les *mâder* (terres melk)

	Indifférenciée	Prioritaire	Spécialisée	Exclusive	Absolue
Public	Terrain (non cultivé)	Espèces pastorales Eau Bois collecté Bois sec PFNL			
Externe					
Interne-externe					
Interne (si indivision)	Terrain (cultivé)		Espèces pastorales Puits Captages Digues et canaux Barrages		Sol
Privé	Terrain (cultivé)		Espèces pastorales Puits Captages Digues et canaux Barrages		Sol Bois vert

1.3.4 Maîtrises foncières dans les terres domaniales

Dans la plaine d'*Ighuweln*, un terrain a été préempté par l'Etat dans le secteur de *Lembeidîâ* pendant la période de troubles liés au conflit du Sahara Occidental. Ce secteur servait alors de camp d'entraînement militaire. Aujourd'hui, le camp est abandonné et aucun élément (à l'exception de remblais intermittents) ne permet de distinction physique de ce terrain avec le reste des terres collectives. Les villageois et transhumants utilisent ainsi cet espace, pourtant qualifié d'*agdal dial Makhzen*²². En conséquent, dans les faits, les maîtrises en application dans ce terrain domanial sont identiques à celles en vigueur dans les terres collectives, à l'exception près de celles du sol et des

²² L'on est donc loin de la conception de l'*agdal* tel que décrit dans les paysages du Haut-Atlas notamment, qui correspond entre autre à une mise en défens saisonnière d'un espace que doivent respecter les bergers et leurs troupeaux (Auclair et al. 2011, Genin et al. 2012).

ouvrages (Tableau 9) : il est interdit pour quiconque (autre que l'Etat) de changer la vocation du terrain ou partie en construisant un ouvrage ou en vivifiant le sol.

Tableau 9 : Matrice des maîtrises foncières dans les terres domaniales

	Indifférenciée <i>Droit d'accès</i>	Prioritaire <i>Droit de soustraire</i>	Spécialisée <i>Droit de gestion</i>	Exclusive <i>Droit d'exclusion</i>	Absolue <i>Droit d'aliénation</i>
Public <i>Groupes sociaux indéfinis</i>	Terrain	Espèces pastorales Eau Bois collecté Bois sec PFNL			
Externe <i>Groupe tribal</i>					
Interne-externe <i>2 groupes en alliance</i>					
Interne <i>Lignage</i>					
Privé <i>Famille / individu</i>			Puits Captages		Sol Bois vert

A l'aune de cette analyse des maîtrises foncières appliquée aux ressources et aménagements présents dans la plaine d'*Ighuweln*, il ressort que tout lieu est l'objet d'une appropriation par différents groupes sociaux, pour différents usages et différentes activités. En outre, les termes de l'appropriation évoluent dans l'espace (par le travail) et dans le temps lorsque la terre acquiert une vocation agricole, ou encore par le système de succession. Le territoire est ainsi segmenté en différentes niches foncières, chacune avec sa batterie de règles qui varie selon les saisons (Bruce et al. 1993). Il est donc clair que le droit positif ne permet pas d'embrasser la diversité des droits de propriété sur les ressources naturelles, qui dépendent aussi de la façon dont les villageois appréhendent leur espace physique et fonctionnel. De manière synthétique, il s'établit un lien entre l'usage des ressources d'un espace, ses caractéristiques abiotiques (topographiques, pédologiques, etc.), son statut juridique, et les représentations et les usages des paysans (Figure 17).

Ce constat soulève la question de l'organisation des activités humaines dans cet espace multifonctionnel. Quelles institutions garantissent le respect des droits d'appropriation des ressources ? Le terme institution est à prendre ici comme l'ensemble des règles formelles et informelles, des normes et des interactions entre les usagers qui guident les comportements individuels relatifs à l'environnement et aux autres usagers (Fernandez-Gimenez et Le Febre 2006). Notre propos sera centré sur deux aspects majeurs émanant de la multifonctionnalité de la plaine d'*Ighuweln* : le respect de la mise en défens observée dans les *mâder* cultivés d'une part, et la durabilité de la cogestion publique des ressources pastorales et des dispositifs de gestion de ces communs (Ostrom 1990) d'autre part.

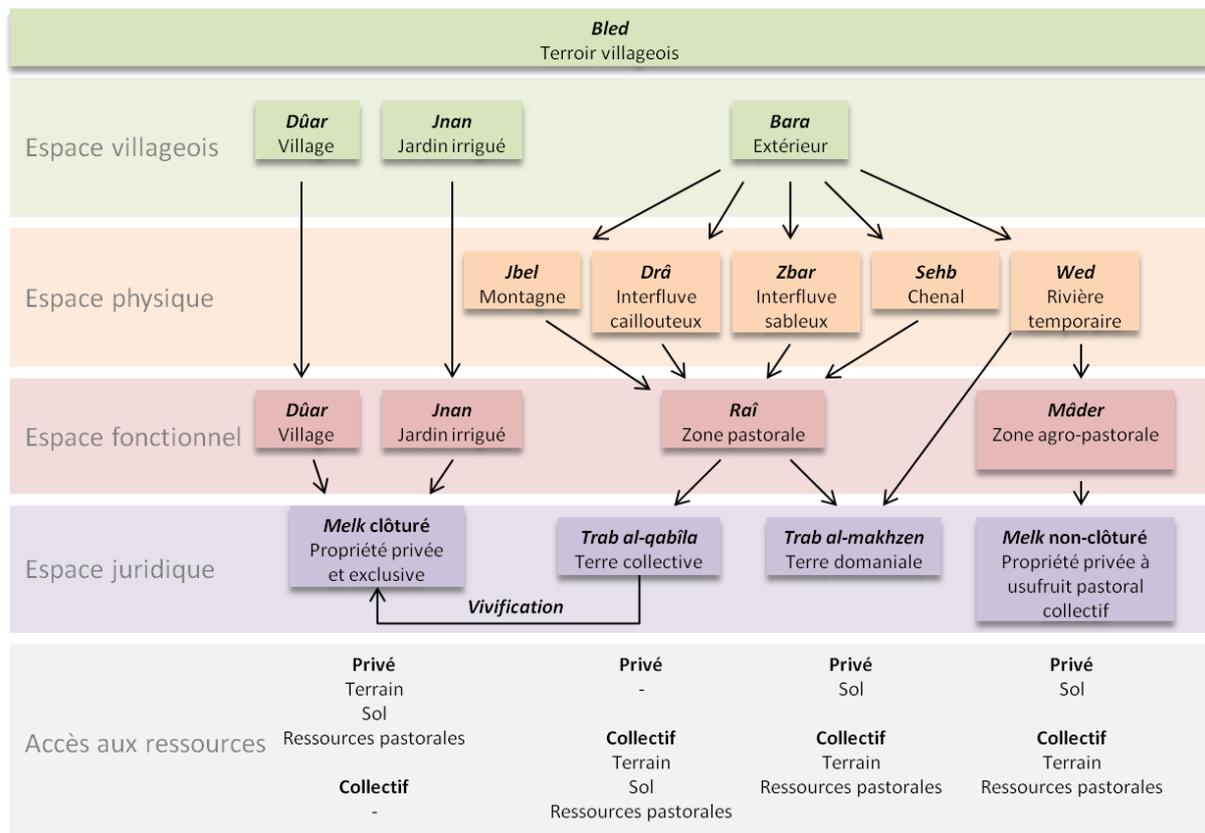


Figure 17 : Schéma de synthèse de l'espace perçu par les villageois, des régimes fonciers dominant dans chaque type d'espace et des conditions d'accès aux ressources. Les ressources pastorales englobent l'accès aux pâturages ainsi qu'à l'eau.

1.4. COHABITER DANS UN ESPACE PLURIEL

1.4.1 Régulation des usages dans les terres à vocation agropastorale

Alors que les *mâder* sont habituellement des terrains de parcours semblables aux autres, il s'instaure un mécanisme de mise en défens lorsqu'ils sont cultivés. La mise en défens commence le jour où la parcelle est semée (cf. 3.1.2 ci-après) et est connue de tous les usagers : il est interdit de pénétrer, et surtout de faire pénétrer son troupeau, sur un terrain mis en culture. Dès que les cultures ont été récoltées et sorties de la parcelle, la mise en défens est totalement levée. Sous cette forme, la mise en défens constitue une règle informelle reposant sur la présence/absence de produit agricole sur une terre. Elle est facilement identifiable par tous et semble-t-il globalement respectée. Sur les trois années d'enquête, aucun conflit relatif à la mise en défens des cultures n'a été observé. A plusieurs reprises cependant, des agriculteurs ont évoqué avoir constaté des dégâts causés par l'élevage dans leurs champs. Néanmoins, aucun n'est allé se plaindre ou revendiquer un dédommagement. Le règlement des conflits s'opère en effet au cas par cas selon la sensibilité du propriétaire du champ et la qualité de ses relations avec le propriétaire des animaux. Ce système informel permet une protection individuelle des champs, et est utilisé dans les secteurs ou les années où il y a relativement peu de parcelles mises en culture. En revanche, lorsque les champs sont nombreux et que l'année a été suffisamment pluvieuse pour une bonne production céréalière, le système de mise

en défens s’institutionnalise et se décline sous deux formes. La première forme consiste en la délimitation d’un périmètre de protection autour des champs, appelé *akrakir*. Matérialisé par des pierres blanches (appelées *akrakor*, à ne pas confondre avec les limites du parcellaire, Figure 18), ce périmètre constitue une zone tampon d’environ 100 à 200 m de large dans laquelle il est formellement interdit de faire entrer quelque animal domestique que ce soit. La mise en place de cette zone tampon est décidée par la tribu, c’est-à-dire par une assemblée d’hommes considérée comme légitime pour prendre des décisions collectives (car constituée de représentants reconnus des différents lignages). Sous une forme encore plus stricte, la zone tampon est complétée par l’élection d’un ou deux gardiens (*ra’aya*) volontaires au sein de la tribu, afin de surveiller la zone. Ces derniers se voient alors dotés de l’autorité de ramener au village tout animal entrant dans le périmètre et d’exiger du propriétaire de l’animal une amende ainsi qu’un forfait dépendant de la durée durant laquelle l’animal a été retenu au village. Sous la première forme, aucun dispositif de dédommagement n’est institutionnalisé ; l’*akrakir* a donc surtout une finalité informative pour les éleveurs, les notifiant qu’ils sont proches d’une zone de culture et les enjoignant à détourner leur chemin. A l’inverse la seconde procédure, en prévoyant les modalités de sanctions pour les éleveurs ne respectant pas la prescription émanant de l’*akrakir*, est coercitive. Mais cela n’a pas été mis en œuvre depuis 2009, dernière année où des gardiens ont été désignés. L’activation des institutions de régulation des usages est donc ponctuelle et conjoncturelle, selon les enjeux liés aux différentes activités. Néanmoins, le fait qu’en 2015, année très pluvieuse où les surfaces cultivées ont été conséquentes (cf. Figure 28, p. 130), le système de gardiennage n’ait pas été activé, soulève la question des paramètres influant sur sa mise en place.



Figure 18 : A gauche, empilement de pierres peintes (*akrakor*) signalant la proximité des champs visibles en arrière-plan ; à droite, cairn matérialisant une limite de parcelle (*L-wût*). Photos : J. Blanco.

En 2009, selon nos informateurs, les précipitations ont été plus localisées qu’en 2015. Il y avait ainsi peu de pâturages à l’extérieur des espaces agropastoraux, à l’inverse de 2015 où les pluies ont touché l’ensemble du Maroc, région saharienne comprise. Il semblerait donc que le système de gardiennage ne soit mis en place que lorsqu’est anticipée une tension potentielle entre l’agriculture et l’élevage. En 2009, les éleveurs faisaient paître leurs animaux dans les zones où il y avait des pâtures, c’est-à-dire à proximité des champs. Dans cette situation de tension entre deux usages concurrents d’une ressource restreinte dans l’espace, la mise en place du gardiennage a paru justifiée aux yeux de la tribu. A l’inverse en 2015, la répartition spatiale de la ressource était moins contraignante et la tension moins élevée. Les problèmes éventuels ont été gérés de façon ponctuelle. C’est ainsi qu’il a été demandé à un éleveur au mois de mars de déplacer son campement, jugé trop

proche des champs. Cette demande lui a été adressée par une délégation composée d'hommes de la tribu *Ôled Bûachra*, de son *moqadem* (le représentant du ministère de l'intérieur dans le village) et du caïd de Fask (le représentant du ministère de l'intérieur sur la commune).

1.4.2 Enjeux institutionnels dans les parcours collectifs

L'usage des parcours collectifs est régulé à travers des institutions moins formalisées mais permanentes, qui appartiennent au champ des normes sociales, c'est-à-dire de l'entendement commun de la façon dont les individus doivent se comporter dans un contexte donné (Dietz et al. 2005, cité par Ives et Kendal, 2014). Le bon sens dans l'usage des ressources semble constituer la pierre angulaire de la régulation. Chacun est ainsi enclin à user des ressources pastorales « en bon père de famille ». Cela passe tout d'abord par la mobilité des troupeaux au sein de la plaine. Les éleveurs insistent en effet sur la nécessité de diversifier, d'un jour à l'autre, les types de parcours et les espèces pastorales. En outre, ils considèrent que lorsque les pâturages déclinent, il vaut mieux trouver un autre secteur, faute de quoi les animaux ne prendront pas de poids. Les éleveurs préfèrent alors partir vers de nouveaux pâturages riches en annuelles, plutôt que de rester dans un endroit où il ne reste plus que des buissons. De façon générale, aucune règle ne peut contraindre un éleveur à bouger. Lorsque la sécheresse concerne l'ensemble du territoire et qu'aucun pâturage n'est sensiblement meilleur qu'un autre, les troupeaux peuvent ainsi rester plusieurs semaines sur un même secteur, souvent au détriment de la végétation pérenne qui persiste. Aujourd'hui, on observe chez les éleveurs une tendance à garder les troupeaux plus longtemps sur un même secteur. Un facteur explicatif vient du fait que les éleveurs utilisent de plus en plus la complémentation alimentaire, incités par les systèmes de soutien à l'élevage mis en place par l'Etat, à travers des compléments fourragers subventionnés – betterave noire, orge, etc. Ainsi, lors de la sécheresse de 2011, un éleveur de dromadaires (Ait Zekri) nous a indiqué être resté au village et avoir nourri ses animaux avec du pain sec, des betteraves noires et de la luzerne pendant presque toute l'année. De même en 2012, il a acheté l'équivalent de sept camions de raquettes de figuier de Barbarie (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill., Cactaceae) à 2 500 DH/camion en août, ce qui lui a permis de nourrir son troupeau pendant deux mois, sans abandonner pour autant les pâtures totalement ; la pression pastorale sur les végétaux n'est donc pas totalement nulle. La mobilité et la complémentation permettent donc de réguler l'usage des espèces pastorales.

Pour l'exploitation des produits ligneux et autres PFNL, la régulation découle elle aussi d'un certain bon sens, ainsi que des règles informelles de bonnes pratiques. Ainsi, si chacun est libre de s'approvisionner en bois pour satisfaire ses besoins domestiques, un tabou social interdit le prélèvement de bois vert et le prélèvement à finalité commerciale pour la vente de charbon. L'exploitation des espèces végétales pour un usage domestique n'est donc pas considérée comme un facteur de dégradation des parcours. Les forestiers semblent adhérer à cette vision locale :

[...] donc c'est pas la peine d'intervenir chez une famille parce que si on intervient comme... c'est comme on harcèle une famille. C'est pas juste. C'est pas logique. Comme ils utilisent le bois pour leur cuisson, ils utilisent seulement les branches mortes, parce que les branches qui sont trop vertes, ils donnent beaucoup de fumée quand on prépare la cuisine avec les branches vertes (un ingénieur forestier, février 2014).

Les agents forestiers reconnaissent donc que les pratiques d'exploitation pour l'usage domestique ne dégradent pas une ressource viable, mais se concentrent sur la biomasse inerte.

Certes, la justification première de ces pratiques n'est pas la conservation en tant que telle des végétaux, mais plutôt la recherche de produits les plus commodes à utiliser : le bois sec est préféré parce qu'il n'y a pas besoin de le faire sécher avant de l'utiliser et qu'il génère moins de fumée. Le paysan ne conserve donc pas les espèces ligneuses selon une logique volontariste, mais ses pratiques contribuent indirectement à leur conservation. Ce phénomène a été également mis en valeur dans d'autres régions, notamment au Sahara concernant l'exploitation des acacias (Zerboni et al. 2013).

Enfin, les bonnes années, alors que les ressources pastorales abondent, les éleveurs cherchent à s'installer dans leur territoire d'origine, dans leur *bled*. Si bien que la plaine d'*Ighuweln* est principalement utilisée par les éleveurs Ait Noss et Ait Oussa (leurs voisins) ces années-là, et n'accueille pas, *de facto*, les éleveurs de tribus plus lointaines qui restent chez eux. Là encore, la logique des éleveurs est de se rapprocher de leur territoire, qu'ils connaissent mieux (topographie, répartition des ressources), dans lequel ils peuvent cultiver leurs terres, sur lequel ils ont leur maison et leurs proches. Ce comportement n'est donc pas motivé par une volonté de répartir la pression pastorale entre les pâturages et de préserver la ressource, mais y contribue aussi.

Ce bref aperçu du système de régulation souligne l'absence de règles formelles destinées à réguler l'usage des espaces pastoraux et l'importance des normes sociales. La présence de telles normes ne signifie cependant pas qu'elles soient efficaces pour la préservation des espèces pastorales. Car, si les normes sociales conditionnent la façon dont les individus ont l'intention de se comporter, les comportements effectifs peuvent être en décalage (Ives et Kendal 2014).

La plaine d'*Ighuweln* est donc un lieu où coexistent activités agricoles et pastorales dans un même espace. Les maîtrises foncières ont permis de comprendre comment cette coexistence est possible dans l'espace et le temps. Par ailleurs, les activités agropastorales conduisent à une exploitation de diverses ressources (fourragères, ligneuses, etc.) et requièrent certains aménagements (puits, aménagement de l'espace agricole, etc.). Elles contribuent donc à un certain degré à modifier le paysage initial de la plaine et donc le milieu de vie de l'acacia. Afin de mieux comprendre la nature de cette modification, nous proposons maintenant de nous intéresser aux pratiques pastorales et agricoles. Au sein du paysage vécu de la plaine d'*Ighuweln*, comment ces deux activités sont-elles pratiquées et dans quelle mesure contribuent-elles à la genèse d'un paysage culturel ? Par ailleurs, de quels facteurs (écologiques, économiques et sociaux) dépendent-elles ?

2. L'élevage pastoral : entre mobilité et sédentarité

Boîte 3.2

Les notions de mobilité dans la pratique de l'élevage

Le terme de **transhumance** s'applique à un mode de conduite des troupeaux caractérisé par des mouvements saisonniers et réguliers du bétail entre des pâturages différents – entre une saison sèche et une saison humide, ou encore entre des pâtures de plaine et d'altitude (Niamir-Fuller 2000).

Le terme de **nomadisme** caractérise quant à lui une conduite où les mouvements sont irréguliers, voire chaotiques, en raison d'une disponibilité des pâturages imprévisible, dans l'espace et dans le temps (Fernandez-Gimenez et Le Febre 2006). Ainsi, le nomadisme apparaît dans des environnements plus arides et variables que ceux où se pratique la transhumance. Par exemple au Sahara, les tribus pastorales situées en bordures septentrionale et méridionale effectuaient traditionnellement des migrations saisonnières nord-sud régulières, tandis que celles de l'intérieur se déplaçaient perpétuellement au hasard des précipitations (Toutain 1977).

Dans les deux cas, il convient de distinguer deux types de mobilité. D'une part, la **macro-mobilité** se caractérise par le déplacement des troupeaux et des humains - sur parfois plusieurs centaines de kilomètres – entre différentes zones de parcours. D'autre part, la **micro-mobilité** s'opère entre différents pâturages autour du campement ou des habitations et fait référence aux itinéraires journaliers de conduite des troupeaux (Niamir-Fuller 1998).

La macro-mobilité est donc réservée aux élevages transhumant et nomade, qualifiés ici d'**élevage transhumant**, compris au sens large comme un élevage ayant recours à la macro-mobilité. L'élevage transhumant se distingue de l'**élevage sédentaire** dans lequel les animaux dorment habituellement dans un point fixe et paissent aux alentours. Ainsi, la micro-mobilité n'est pas l'apanage de l'élevage transhumant ; le berger ou l'éleveur sédentaire conduit (quotidiennement ou occasionnellement) les animaux dans différents faciès pastoraux selon la saison ou la richesse des pâturages.

L'objectif de cette partie est de fournir des éléments de compréhension de la gestion des parcours de la plaine d'*Ighuweln*, afin de caractériser plus précisément les modalités d'usage des ressources pastorales par les éleveurs et leurs troupeaux. Dans un contexte d'élevage transhumant (cf. Boîte 3.2), la plaine d'*Ighuweln* représente un des maillons d'une matrice pastorale qui doit être pensée à une échelle régionale : elle constitue une zone de parcours insérée dans une vaste région pastorale et son usage dépend d'une stratégie pastorale raisonnée sur l'ensemble des éléments de cette matrice. Par ailleurs, les différents espaces de la plaine constituent à plus grande échelle une sous-matrice de faciès pastoraux. L'usage des différents faciès par les troupeaux transhumants et sédentaires dépend de considérations liées au régime alimentaire des animaux, dont les besoins varient durant l'année, ainsi qu'aux besoins humains (approvisionnement en matériaux et autres ressources). La question de l'usage des ressources pastorales de la plaine d'*Ighuweln* requiert donc trois niveaux d'analyse distincts, qui englobent :

- les schémas spatio-temporels de macro-mobilité : dans quelles zones de parcours sont emmenés les troupeaux selon la période, et comment se situe la plaine d'*Ighuweln* dans le calendrier pastoral des éleveurs transhumants ?

- les schémas spatio-temporels de micro-mobilité : dans quels faciès pastoraux présents dans la plaine d'*Ighuweln* sont conduits les animaux selon la période ?
- la conduite alimentaire des animaux et les besoins des humains : dans chaque faciès, quelles espèces végétales sont consommées selon la nature du bétail et la période ? Quels sont les prélèvements effectués par les Hommes indépendamment de ceux de leurs animaux ?

Nous proposons de centrer le propos sur les deux premiers points, dans le but de comprendre le modèle général d'utilisation des parcours de la plaine, en commençant par la question des ressources nécessaires aujourd'hui à la pratique de l'élevage transhumant.

2.1. METHODES D'ENQUETE

Les données qualitatives et quantitatives concernant les activités pastorales et agricoles ont été collectées *via* divers outils d'enquête communément utilisés en sciences sociales. L'approche suivie a été celle d'une enquête de longue durée qui a permis une immersion dans le quotidien des agropasteurs et de leurs activités (cf. Chapitre 1 3.3.1 p. 60).

En outre, des entretiens ont été conduits sur des thématiques pastorales et agricoles à partir de guides d'enquêtes construits et révisés tout au long des enquêtes (cf. Annexe 5A, 5B et 5C). Ces guides ont évolué notamment pour tenir compte de la spécificité de chacune des années d'enquêtes (en termes de conditions de production, etc.) mais également avec une attention particulière sur leur compatibilité avec un entretien proche d'une discussion naturelle. Ainsi, les guides trop rigides ont été progressivement ouverts et ont été limités à des thèmes généraux qu'il s'agissait ensuite d'aborder de la manière la plus naturelle possible. Cette conduite d'entretien a en effet été identifiée comme la plus efficace pour mettre à l'aise l'enquêté et pour qu'il collabore au mieux à l'exercice. Avec le consentement des enquêtés, 62 entretiens abordant spécifiquement les thèmes de l'agriculture et de l'élevage ont été enregistrés puis retranscrits à l'aide du logiciel Sonal.

Avec l'avancée des recherches et l'intégration du chercheur dans la communauté villageoise, il a été possible avec certains informateurs de leur soumettre des questionnaires sur des questions spécifiques, concernant l'économie des ménages (10 questionnaires) et les activités agricoles (15 questionnaires) (cf. Annexe 5D). Les entretiens et questionnaires ont été conduits, selon les cas, chez l'enquêté, dans le village ou à l'extérieur du village lorsque l'enquêté était en train de travailler. Là encore, la volonté de conserver un cadre naturel de discussion définissait le contexte de l'entretien ainsi que sa durée, selon la disponibilité de l'enquêté.

Pour mieux appréhender les activités agropastorales et les pratiques dans leur mise en œuvre, des journées d'observation-participante ont été effectuées. Onze jours ont été passés auprès de deux bergers du village de Taidalt, l'un qui rentrait dormir au village, l'autre qui passait en dehors du village sous la tente. Les bergers étaient suivis tout au long de leur journée, et parfois de leur soirée, ce qui a permis, à travers des questions, des observations et des informations données spontanément par le berger, de rassembler un corpus conséquent de données qualitatives sur la conduite des troupeaux. De même deux jours ont été dédiés à l'accompagnement d'un groupe de trois bergers du village d'El Borj. Pour les activités agricoles, les travaux de labour et

d'ensemencement et de moisson ont été observés durant une journée chacun. Ces journées étaient l'occasion de participer aux activités, mais également de discuter et de questionner les divers participants sur leur pratique et leur stratégie d'exploitation.

Enfin, de nombreuses explorations du territoire ont été entreprises avec des personnes variées. Ces explorations, qui étaient souvent faites de manière opportuniste selon la disponibilité des gens, ont donné lieu la plupart du temps à des discussions informelles, non-enregistrées, mais riches en informations. Ces dernières étaient consignées à la fin de la journée dans un carnet de notes, puis dans un journal de bord numérique. Ces notes, entretiens et observations constituent les principales sources de données présentées dans ce chapitre sur les activités pastorales et agricoles.

2.2. MACRO-MOBILITE ET PRATIQUE DE L'ELEVAGE TRANSHUMANT

2.2.1 *Pratiquer l'élevage transhumant aujourd'hui*

Dans les environnements incertains, la mobilité des troupeaux représente une des stratégies développées par les pasteurs pour faire face à la sécheresse, en plus de la complémentation fourragère, du stockage des grains, de la diversification des moyens de subsistance, etc. (Scoones 1994a). La mobilité requiert certaines conditions, dont un mode de vie qui permette de bouger rapidement selon les opportunités de pâturage (Niamir-Fuller 1999) ou encore une structure technique et sociale qui permette la gestion de troupeaux mobiles (Fernandez-Gimenez et Le Febre 2006). A l'inverse, rester mobile dans l'espace ne signifie pas reproduire indéfiniment une façon de vivre ancestrale sans adopter des moyens techniques et des stratégies nouveaux. Comment l'élevage transhumant se pratique-t-il aujourd'hui dans le Sud-ouest marocain ? De quoi les transhumants ont-ils besoin pour mener à bien leur entreprise ? Pour répondre à ces questions, nous proposons de décrire certains traits de la pratique actuelle de l'élevage transhumant : la gestion des cheptels, les campements humains et l'organisation du travail.

Caractéristiques générales de l'élevage transhumant dans le Maroc saharien

L'élevage transhumant dans la région saharienne du Maroc présente différents types de configurations. La configuration de base est celle d'un élevage de type familial, c'est-à-dire un élevage dans lequel une famille (ou une partie de cette famille) gère un cheptel de façon mobile. La famille se déplace avec ses animaux – sauf dans certains cas (cf. 2.2 ci-après) – et la main d'œuvre familiale prime sur la main d'œuvre salariée. Afin de subvenir aux besoins de la famille, le troupeau doit atteindre une taille critique : ce seuil plancher serait d'environ 200 têtes pour les caprins, et de 40 têtes pour les camelins. Il n'est pas rare de trouver des troupeaux plus conséquents, même si les éleveurs sahraouis sont toujours réticents à communiquer la taille exacte de leur cheptel. Par ailleurs, certaines familles reçoivent des aides diverses (des enfants travaillant en ville ou à l'étranger notamment) et ont parfois des sources complémentaires de revenus, ce qui leur permet d'avoir des troupeaux plus petits. Outre cette configuration familiale, certains troupeaux appartiennent à une personne aisée qui réside en ville et qui emploie plusieurs bergers pour conduire les animaux. Certains de nos informateurs parlent ainsi de propriétaires possédant près de 1 000 dromadaires,

dispersés dans l'ensemble du Sahara²³. La rémunération des bergers est alors définie par des contrats informels de différentes sortes.

Le campement nomade, entre ressources végétales et biens de consommation

Les éleveurs transhumants installent, à proximité des pâturages, des campements provisoires, *L-khîem* (Figure 19). La durée du campement s'étend de quelques jours à plusieurs mois en fonction de divers facteurs (cf. 2.2.3 ci-après). C'est dans ces campements provisoires que vivent les familles d'éleveurs la plupart du temps, même si elles possèdent également des maisons dans leur village ou ville d'origine qu'elles fréquentent uniquement à certaines occasions (événements sociaux, marché, etc.). Les sahraouis distinguent deux types de campement. *L-khaîma* (la tente) est un campement sur lequel vit l'ensemble de la famille de l'éleveur, c'est-à-dire sa femme et ses enfants non-mariés. Dans le cas où un fils se marie, sa femme rejoint le campement (sauf si le fils en question ne souhaite pas être éleveur à son tour). *L-âzib* désigne un campement où seulement une partie de la famille ou des bergers isolés (dont les bergers salariés) sont installés. Dans ce cas, l'autre partie de la famille reste dans la maison : il y a alors un découplage entre la mobilité des familles et celle des animaux (Adriansen 2008). Certains hommes sont en effet réticents à amener leurs familles dans les pâturages, en raison de la rudesse du climat et de l'éloignement des points d'eau et des marchés. Parfois encore, la scolarisation des enfants incite à sédentariser une partie de la famille, ne serait-ce que temporairement. Les bergers salariés pour un même troupeau partent en *âzib* ensemble, tandis que le propriétaire vit en ville avec sa famille. Ces propriétaires ont été qualifiés d'absentéistes car ils ne suivent jamais leurs animaux (Reed et al. 2007).

Les campements sont installés à proximité d'un point d'eau, sur une zone plate et au pied des montagnes. Là, la famille a facilement accès à des pierres (utilisées pour installer les tentes et pour faire les clôtures) et n'a pas à craindre la poussière ou encore les inondations. Les sahraouis distinguent deux lieux de couche pour les animaux : *mûkhma* et *L-mrya*. Dans un endroit *mûkhma*, les animaux prennent peu de poids et paraissent fatigués le matin, et le berger doit insister pour les faire sortir de l'enclos. Même les Hommes disent avoir besoin de davantage de sommeil dans ces endroits. À l'inverse, dans les endroits *L-mrya*, les animaux prennent davantage de poids, même en mangeant peu, et sortent spontanément dès que l'enclos est ouvert. Les pasteurs préfèrent évidemment installer leurs campements dans un endroit *L-mrya*, même s'il est éloigné des pâturages. C'est ainsi qu'un éleveur rencontré en mars 2013 a installé son campement à *Esofidn* (Figure 16, p. 91) tandis qu'il amenait paître ses animaux dans le *jbel Taïssa*. À *Ighuweln*, l'ensemble du secteur est *L-mrya*, à l'exception de la zone entre *Bûkhlagua* et le *jbel Taïssa*.

Un campement de type *khaîma* se compose d'une tente pour la cuisine et d'une tente par homme marié, où dorment le couple et les enfants jusqu'à un certain âge (Figure 19). En grandissant, les enfants non mariés dorment généralement dans la cuisine. On trouve aussi un enclos pour les caprins et les ovins (*zrîba*) ; les dromadaires passent quant à eux la nuit hors de l'enclos avec une patte entravée. Non loin de la cuisine sont installés le four (*L-ferhan*) et le « trou » (*L-hafra*), utilisés pour cuire le pain et protégés contre le vent par une haie de petits épineux et de ligneux divers, appelée *L-adri*. Deux autres enclos, appelées *agrûr*, servent à séparer les chevreaux de leurs mères. On y enferme dans l'un les chevreaux nouveau-nés trop faibles pour suivre le troupeau, et dans l'autre pendant la nuit, les chevreaux plus grands mais non sevrés, afin de réserver le lait aux

²³ Nos différents séjours ne nous ont pas permis d'observer ce genre de troupeaux appartenant à de grands propriétaires dans la plaine d'*Ighuweln*. Seuls des propriétaires possédant quelques centaines de bêtes ont été rencontrés.

humains. L'eau est ramenée au campement pour la consommation humaine dans des bidons en plastique, et puisée grâce à des outres en chambre à air. Tous les campements visités disposaient également de une à deux bouteilles de gaz de 13 kg et d'un réchaud pour la cuisine du quotidien (excepté le pain). Une petite bouteille, parfois une batterie de voiture, sert à l'éclairage. Les piquets de tente extérieurs sont en jujubier, en tamaris ou en arganier. A l'intérieur, les poteaux de structure sont en métal. Les tentes sont en tissu de récupération, tandis les tentes en poils de chèvres – plus lourdes et plus coûteuses – sont aujourd'hui réservées au folklore. Enfin, il n'est pas rare de trouver dans les campements de petits panneaux solaires pour la recharge des téléphones portables. Le bois d'acacia n'est utilisé dans aucune de ces constructions temporaires. Par ailleurs, les transhumants ont abondamment recours aux biens de consommation achetés au souk pour établir leurs campements. Des nattes et des tapis au sol aux filets utilisés pour les enclos, en passant par les ustensiles de cuisines, aucun objet n'est issu de l'artisanat local ni ne requiert l'exploitation de ressources (végétales ou minérales) locales. Seuls les piquets extérieurs des tentes et les protections contre le vent sont puisés dans les ressources ligneuses des environs.

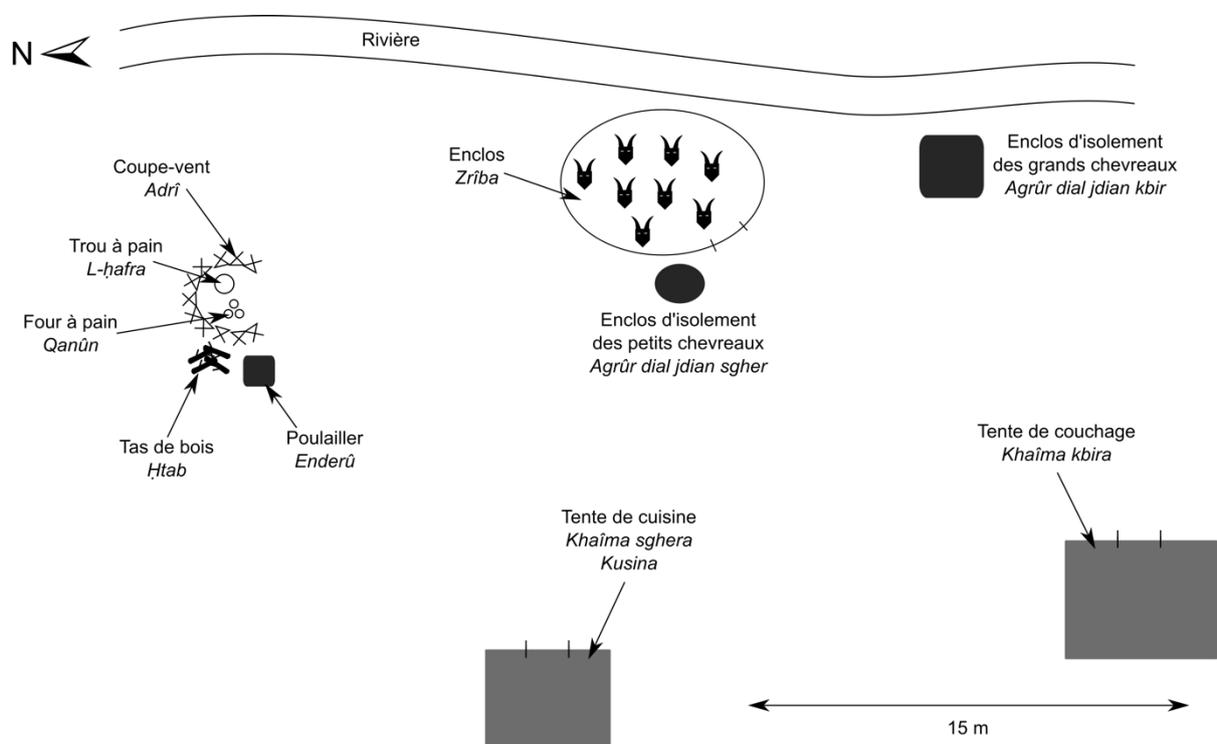


Figure 19 : Plan du campement d'une famille d'éleveurs caprins, composée d'un couple et de ses deux filles (observé dans la plaine d'Ighuweln le 17/06/2014).

En outre, seuls le pain et le thé sont cuisinés systématiquement au feu de bois ; le gaz est l'énergie principale du quotidien :

***Dans la tente, vous utilisez le gaz ou le bois ?** Ah Aujourd'hui Dieu soit loué, les biens [L-kheir] sont accessibles. On a le gaz, le charbon. Pendant la période pluvieuse [oct. – déc.], on prend la bouteille de gaz et on l'utilise. Ou bien quand il y a des tempêtes de sable [L-âje]. Il y a le four aussi. Quand la météo est bonne, on utilise le bois ou le charbon (Ait Oussa, 14/04/2014).*

Ainsi, pour des questions de confort, liées à la mobilité ou à la pénibilité des tâches de la vie quotidienne, les campements transhumants dépendent relativement peu des ressources végétales

environnantes. Les observations effectuées, corroborées par les dires des informateurs, ont montré que les besoins en ressources ligneuses sont principalement couverts par la biomasse inerte (bois mort gisant et branchages secs), comme nous le verrons dans le Chapitre 4.

Répartition du travail quotidien dans les familles de pasteurs

Le quotidien d'une famille en transhumance est rythmé par les tâches liées à l'entretien du bétail et à celui de la famille. La journée des femmes commence vers 6h par la traite des animaux et la préparation du petit-déjeuner. Ce dernier se compose du pain de la veille, d'huile d'olive, de babeurre (*L-ben*) préparé à partir du lait des chèvres, et parfois de confiture achetée. S'il ne reste pas de pain, on prépare en général du riz ou de la semoule d'orge bouillie (*L-âich*), agrémentés d'huile d'olive et de babeurre. A partir de 7h, un ou deux enfants, parfois accompagné du père de famille, partent pour la journée faire paître les animaux. Ils emportent de quoi casser la croûte dans les pâturages. Restent au campement la femme et une ou deux filles. Elles s'occupent alors de la corvée d'eau, de l'entretien du campement et de la cuisine. Le père de famille alterne en général entre la surveillance du troupeau, des phases de repos au campement et des visites de courtoisie et d'échanges d'informations dans les campements voisins. Il est également chargé, une fois par semaine environ (selon les besoins), de partir en ville pour approvisionner le campement en denrées alimentaires. Il gère aussi les transactions d'animaux, soit directement avec les familles d'autres campements, soit dans les souks de bétail des villes. En fin de journée, le troupeau est ramené au campement un peu avant le coucher du soleil. Les femmes effectuent la deuxième traite, tandis que les hommes se reposent en attendant le repas du soir. Notons finalement que dans le cas des bergers isolés en *âzib*, l'ensemble des tâches du quotidien sont assurés par les hommes.

Dans ce schéma général, il y a donc une division sexuelle et générationnelle du travail, mais qui reste adaptable selon la composition du campement. Dans la configuration familiale, l'entretien du campement est la tâche des femmes, tandis que la gestion du troupeau en dehors du campement concerne les hommes. Dans cette petite entreprise, les aînés s'occupent de prendre les décisions liées à la gestion du campement et des troupeaux. Les plus jeunes se voient attribuer les tâches opérationnelles, telles que la conduite des animaux ou la corvée d'eau. En d'autres termes, l'âge et le statut marital permettent (surtout pour les hommes) de se libérer progressivement des tâches les plus pénibles au profit des tâches stratégiques reposant principalement sur les relations entre le campement et le monde extérieur (souks et campements voisins). Ce schéma général est permis par une structure familiale où au moins deux générations cohabitent. Il est perturbé lorsque le père de famille souhaite que ses enfants soient scolarisés, ou que les enfants décident de partir trouver du travail en ville. Il peut se maintenir tant que l'ensemble des tâches peut être assuré par d'autres membres, quitte à engendrer une modification de la division sexuelle et générationnelle du travail. Mais une modification trop profonde de la structure familiale nuit à la perpétuation du mode de vie transhumant. Par exemples, les habitants de Taidalt, la plupart anciens transhumants, se sont sédentarisés pour scolariser leurs enfants. D'autres transhumants, arrivant à un âge avancé, se voient contraints de vendre leur troupeau, faute de candidats à la transmission parmi leurs fils.

Finalement, la pratique actuelle de l'élevage transhumant dans l'oued Noun, et dans le reste du Maroc saharien, a intégré les biens et les enjeux associés à une société qui se modernise. La modernité induit toutefois de nouvelles structures familiales et offre des perspectives de travail nouvelles pour les jeunes, au détriment de l'élevage transhumant. Ce contexte général influence par ailleurs les schémas de mobilité des troupeaux et, *in fine*, l'usage des ressources végétales.

2.2.2 Stratégies et schémas généraux de déplacement

Les éleveurs sahraouis sont parfois désignés par le sobriquet *Ôled Sahb* (les gens de la pluie) car ils se déplacent selon les pluies vers les pâturages de plantes éphémères (*arbeâ*). En dehors des épisodes pluvieux, les éphémères disparaissent pour laisser place à un sol nu sporadiquement recouvert d'espèces pérennes (Figure 20). La logique de l'éleveur, qui a pour principal objectif de faire fructifier son cheptel, l'incite alors à changer d'endroit pour de nouveaux pâturages d'éphémères. En effet, en l'absence d'éphémères, les animaux arrêtent de prendre du poids, voire en perdent, et produisent moins de lait. Cette quête d'éphémères, associée à la quête de l'eau et à la saisonnalité, permet de comprendre le schéma général de mobilité des troupeaux. Nos enquêtes se sont concentrées sur les logiques de déplacements des éleveurs appartenant aux tribus de la région de l'Oued Noun, dont la tribu des Ait Noss fait partie. Le modèle décrit n'est donc pas forcément valide pour les grandes tribus sahariennes (Reguibat, etc.), ni pour les tribus non-sahariennes septentrionales à l'Oued Noun.



Figure 20 : Evolution du couvert végétal entre 2014 et 2015 dans le secteur de L-khaba, 5 km au nord de Taidalt (à gauche : le 02/06/2014 ; à droite : le 04/05/2015). Photo : J. Blanco.

Une transhumance à tropisme saharien

De septembre à décembre, les éleveurs transhumants sont dans une phase d'attente. Les pâturages éphémères de l'année précédente sont épuisés, ainsi que les chaumes. Durant cette période de disette, les animaux se nourrissent essentiellement d'espèces pérennes – notamment dans la plaine d'Ighuweln, de *Launaea arborescens* (Batt.) Murb. (Compositae), *Hammada scoparia*, *Lycium intricatum* Boiss. (Solanaceae) ou *V. raddiana* (cf. Chapitre 4). L'attente prend fin avec l'arrivée des pluies, si elle a lieu. Dans le cas où la pluie tombe dans l'Oued Noun, les éleveurs passent l'année dans la région sans effectuer de macro-mobilité : ils se déplaceront éventuellement de quelques dizaines de kilomètres en fonction des pâturages locaux, de l'accès à l'eau ou de la concurrence des cultures. Se déplacer sur de longues distances est en effet une contrainte économique et sociale. D'une part, la macro-mobilité engendre un surcoût non négligeable : les troupeaux d'ovins et de caprins sont transportés en camion (4 000 DH pour la location d'un camion) ; les camelins – capables de couvrir entre 50 et 80 km sur une journée – se déplacent quant à eux à pied, mais l'éleveur doit alors souvent faire appel à des bergers salariés. D'autre part, l'éloignement empêche les éleveurs de mettre en culture les terres qu'ils possèdent sur leur territoire tribal, diminue généralement leur accès aux marchés et à l'eau, et les sépare de leurs proches. Ainsi, ils ne se déplacent que sous la contrainte de la sécheresse, et vont vers le sud ou vers le nord. Pour prévoir leur transhumance, ils s'informent des conditions météorologiques via la télévision, la radio et le téléphone portable, qui

est largement répandu aujourd'hui. En cas de pluie à un endroit, ils contactent des personnes de confiance qui s'y trouvent pour s'informer sur l'abondance des pâturages. A défaut, ils effectuent un voyage de reconnaissance (*L-bowah*) en 4X4 sans les animaux, à l'issue duquel ils décident de bouger ou non. Transhumer vers le Sahara est préféré à une transhumance vers le nord. En effet, les éleveurs considèrent que les pâturages sahariens sont de meilleure qualité, que l'eau légèrement salée est bénéfique aux animaux pendant l'automne et que le climat plus sec est moins favorable au développement de maladies. En revanche, la transhumance saharienne pose des problèmes liés aux fortes températures et à l'éloignement des marchés et des points d'eau pour l'approvisionnement du campement. Même si nos interlocuteurs ne le verbalisent pas, il semble opportun, pour comprendre ce tropisme saharien, d'évoquer également des considérations liées à l'ethnicité et à la pratique de l'élevage. Les éleveurs de l'Oued Noun se définissent (à quelques exceptions près) comme des sahraouis et sont imprégnés des us et coutumes, des normes sociales et des représentations des peuples sahariens. Transhumer vers le Sahara ne représente ainsi pas un voyage vers l'inconnu (territorial ou social) dans lequel leur légitimité sur les parcours peut être contestée. A l'inverse, transhumer vers le nord représente une incursion chez les berbères, qui parlent une langue différente, sont sédentaires, possèdent leurs propres codes et normes sociaux et accueillent parfois les transhumants sahariens malgré eux. D'après nos observations, la transhumance habituelle des éleveurs de l'Oued Noun s'étend ainsi du territoire des *Ait Ba'amran* au nord (dont une partie de la tribu se définit comme sahraouie, Simenel 2010) à la frontière mauritanienne au sud (Figure 21).

En cas de sécheresse généralisée sur l'ensemble de ce territoire de près de 1 500 km de long, les éleveurs remontent jusqu'au Souss, dans la région d'Agadir. Plus rarement, lorsque la sécheresse est particulièrement intense et longue, des transhumances jusque dans la plaine du Haouz (région de Marrakech) ou du Gharb (région de Casablanca) ne sont pas exclues. En dehors des années critiques, le schéma général tend donc vers l'absence de macro-mobilité en cas de pluie dans l'oued Noun, et à défaut, vers une transhumance saharienne pendant l'automne (Figure 21).

Le retour de la transhumance

Le troupeau reste dans la zone de transhumance sur l'ensemble de « la période de l'herbe verte », donc jusqu'au mois d'avril-mai. Au-delà, il est nécessaire d'abreuver les animaux, ce qui incite les éleveurs ayant transhumés au Sahara à remonter vers des climats moins chauds et vers des régions où l'accès à l'eau est plus aisé. Ils affectionnent alors les zones montagneuses, comme le massif du *jbel Taïssa* à l'ouest de la plaine d'*Ighuweln*. Là, ils disposent en effet gratuitement de l'eau des puits (*hasî*) et des captages (*natfya*), ainsi que des pâturages d'herbes sèches (*achich*). Ils se tiennent aussi à l'écart des cultures céréalières, moissonnées entre mai et juin (cf. 3.1 ci-après). Pendant l'été les troupeaux paissent en plaine lorsqu'il y a des chaumes disponibles. Le *Tûflit Ait Hmad* (les zones de cultures des habitants de Fask) est particulièrement prisé : il est ouvert gratuitement aux éleveurs transhumants de l'Oued Noun vers la fin août. Une convergence de campements s'observe alors pendant deux à trois semaines. Les parcours estivaux reposent donc essentiellement sur l'herbe sèche, les pérennes (dont notamment les acacias à la fin de l'été, cf. Chapitre 4) et, le cas échéant, les chaumes. L'accès à l'eau devient alors un enjeu majeur pour le choix du secteur de pâturage.

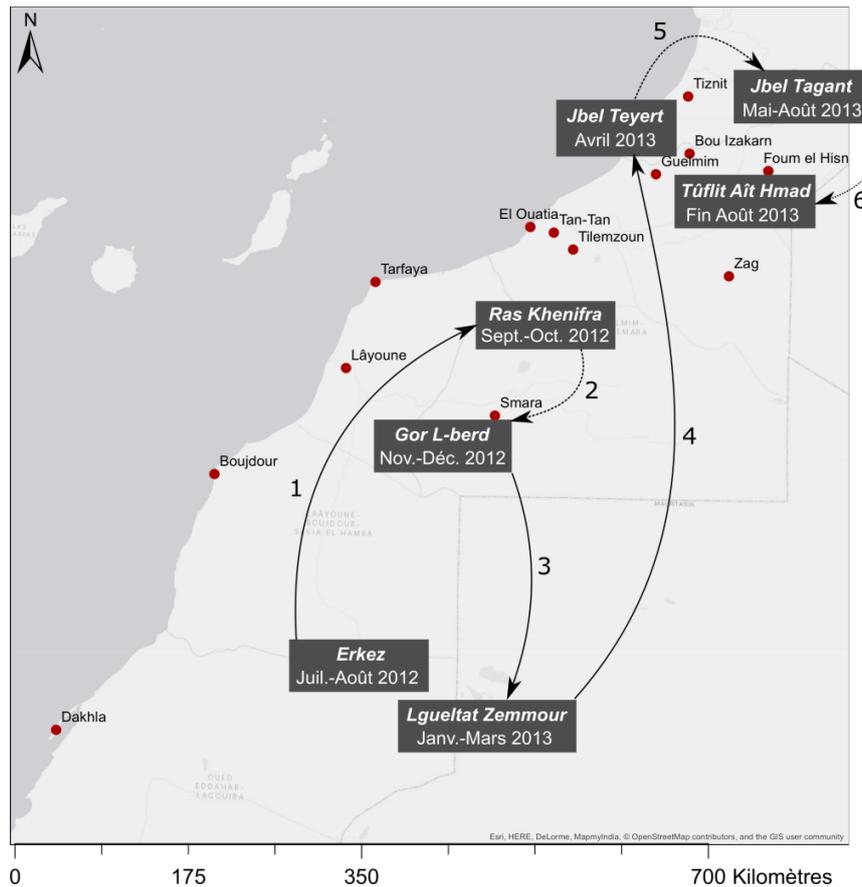


Figure 21 : Itinéraire des déplacements d'un éleveur semi-nomade zikraoui de caprins et ovins sur une année (établi à partir d'un entretien mené le 28/08/2013).

Ce schéma général est cependant contrarié par le caractère imprévisible des précipitations. Par exemple sur les Figures Figure 21 et Figure 22, les troupeaux ont passé l'été 2012 dans le Sahara, en raison de pluies estivales. Le schéma de macro-mobilité des transhumants affiche donc une forte variabilité interannuelle, liée à la variabilité climatique. Certes, ce schéma est guidé par des étapes clés au cours de l'année. En automne, l'éleveur est dans une phase d'attente durant laquelle l'enjeu est de maintenir son cheptel et de se préparer à se déplacer si nécessaire. Dès le mois de décembre et jusqu'en avril-mai, l'objectif est de développer au maximum son cheptel en l'amenant vers des pâturages d'éphémères. Enfin, l'enjeu de l'été est de stabiliser le troupeau à moindre coût, en minimisant les dépenses pour l'eau et les compléments fourragers. L'été est également la période où la demande en viande est forte et où l'éleveur peut vendre ses bêtes à bon prix. Etre à proximité du plus grand souk à bétail de la région (Guelmim) participe à la convergence des éleveurs dans l'Oued Noun. Outre les aspects purement zootechniques, de nombreux autres facteurs modifient donc les schémas de mobilité individuelle : les déplacements des transhumants sont guidés par des logiques opportunistes (Salzman 2002), qui intègrent de nombreux facteurs de variabilité.

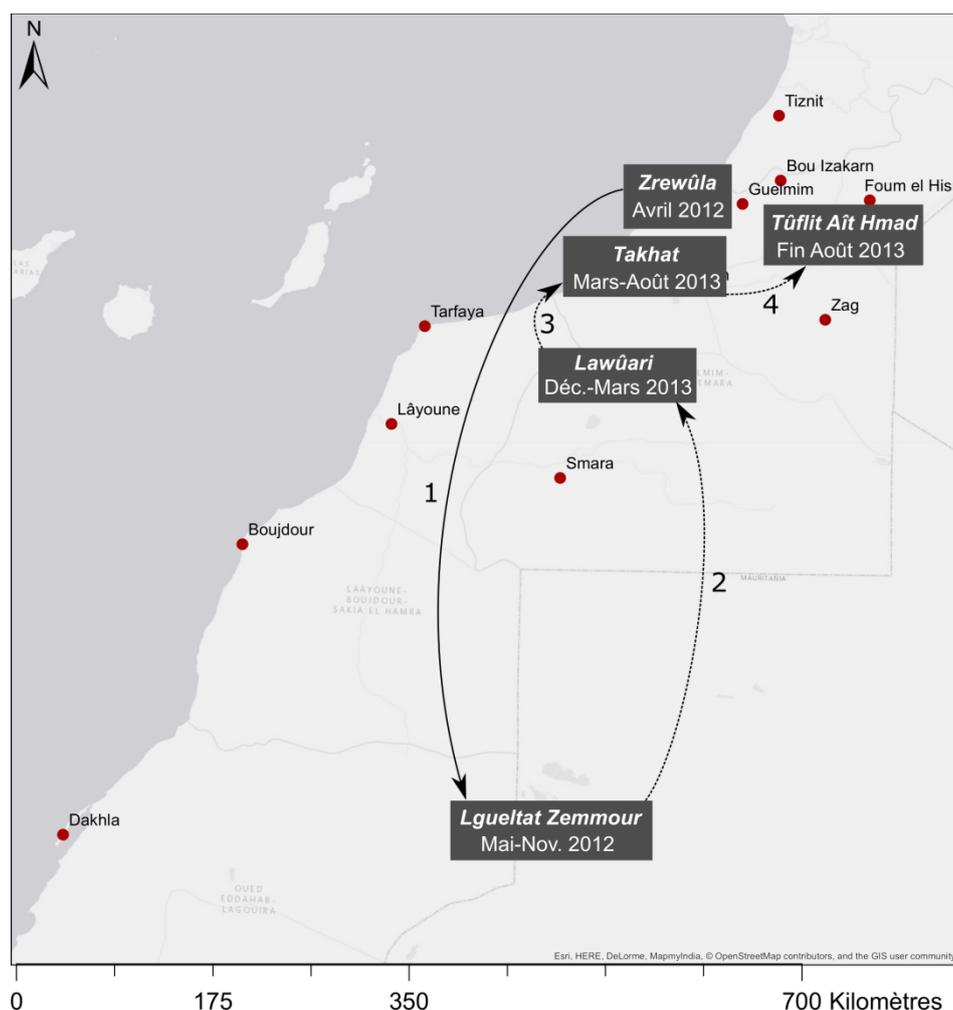


Figure 22 :Itinéraire des déplacements d'un éleveur semi-nomade Ait Oussi de caprins, ovins et camelin sur une année (établi à partir d'un entretien mené le 28/08/2013).

2.2.3 Variabilité des schémas de mobilité individuelle

Une mobilité multifactorielle

La mobilité individuelle, appréhendée à l'échelle d'une décennie, invite à relativiser le poids du schéma général de mobilité décrit précédemment. A titre d'illustration, le Tableau 10 présente l'historique de déplacement d'un éleveur camelin. Lors des années pluvieuses dans l'oued Noun (Figure 10), ce dernier reste dans la plaine d'Ighuweln, à proximité de sa résidence principale et de ses terres. En cas de sécheresse, il transhume chez les *Ait Ba'amran* ou au sud, selon la répartition des pluies. En revanche, il privilégie la complémentarité fourragère à la transhumance à certaines périodes. Pour expliquer ce choix, il évoque des épisodes de sécheresse généralisée sur l'ensemble du Sahara, et parfois du Maroc (comme en 2011 notamment). Lors de ces épisodes, aucune zone ne dispose de pâturages très abondants ; il n'est alors pas rentable pour l'éleveur d'investir dans le déplacement du troupeau (qui sous-entend de payer la location d'un camion, et parfois d'un berger pour surveiller les animaux). Ce dernier préfère rester à proximité de chez lui et acheter des compléments fourragers ; les déplacements ne se justifient que s'ils permettent une plus-value suffisante (engraissement et développement du troupeau) grâce à des pâturages abondants. Dans ce

cas, l'éleveur n'hésite pas à parcourir plusieurs centaines de kilomètres pour atteindre ces pâturages – comme par exemple en 2013, où l'éleveur a conduit ses animaux jusqu'à Boujdour, soit à 700 km de sa résidence principale (Tableau 10).

Tableau 10 : Historique de mobilité et des stratégies alimentaires pour un troupeau camelin d'un éleveur brahimi entre 2003 et 2013 (d'après un entretien effectué le 08/04/2013)

Période	Secteur de pâturage	Mode d'alimentation principal
Avril 2013	Plaine d'Ighuweln	Espèces pastorales
Janv. – Mars 2013	Boujdour	Espèces pastorales
Sept. 2012	Tan-Tan	Espèces pastorales
Août-Sept. 2012	Plaine d'Ighuweln	Complémentation fourragère (Figuier de Barbarie)
Nov. 2011 – Juil. 2012	Ait Ba'amran	Espèces pastorales
2011	Plaine d'Ighuweln	Complémentation fourragère (pain sec, orge, luzerne, betterave noire)
2009-10	Plaine d'Ighuweln	Espèces pastorales
2008	Ait Ba'amran	Espèces pastorales
2007	Tan-Tan	Espèces pastorales
2006	Plaine d'Ighuweln	Espèces pastorales
2005	Plaine d'Ighuweln	Complémentation fourragère
2003-2004	Plaine d'Ighuweln	Espèces pastorales

Cet exemple montre qu'à l'échelle de l'éleveur et sur une décennie, il n'y a pas de schéma de transhumance saisonnière clairement défini, ni de cycles répétitifs entre différentes zones de parcours. Certes, l'éleveur a des zones de transhumance de prédilections (notamment Tan-Tan et *Ait Ba'amran*), mais il fréquente ces zones de façon irrégulière selon les précipitations. Selon l'endroit et la période où elles tombent, ces précipitations conditionnent en effet la répartition et l'abondance des pâturages sur l'ensemble du territoire pastoral des éleveurs. Etant donné la forte variabilité spatio-temporelle et d'intensité des précipitations dans la région, il n'est pas possible de prédire la fréquence de retour d'un éleveur donné dans une zone donnée, ni la durée pendant laquelle il reste dans cette zone. En outre, une sécheresse à *Ighuweln* n'incite pas nécessairement l'éleveur à se déplacer. S'il pleut abondamment ailleurs, il choisira de transhumer vers les pâturages qui en résultent ; s'il ne pleut pas suffisamment, il préférera rester à *Ighuweln* et utiliser des compléments fourragers. D'autres considérations influent sur la décision de l'éleveur de nomadiser ou non. Par exemple, malgré des pâturages peu abondants en mai 2015 dans la plaine, qui avaient conduit la majorité à partir vers les montagnes, certains étaient restés : en raison d'un membre de la famille malade, de leur volonté de rester à proximité des marchés à bestiaux ou de leurs champs cultivés, ou encore parce que leurs animaux n'étaient pas habitués aux parcours de montagne. Finalement, les éleveurs adaptent leur mobilité à différents facteurs, d'ordre écologique ou économique, mais également d'ordre social ou humain (Figure 23). Le poids de ces différents facteurs varie fortement d'un individu à l'autre. Les facteurs sociaux sont cruciaux pour les éleveurs ayant une famille nombreuse, avec des enfants scolarisés, ou désireux de se marier. Pour d'autres, les facteurs économiques primeront, tandis que des animaux malades conditionneront temporairement les décisions des derniers. Si notre approche ne nous permet pas de présenter un système de hiérarchisation de ces différents facteurs, nous développerons ici en quoi les facteurs écologiques et sociaux influencent les décisions individuelles, afin d'illustrer la complexité des déplacements des éleveurs et des troupeaux.

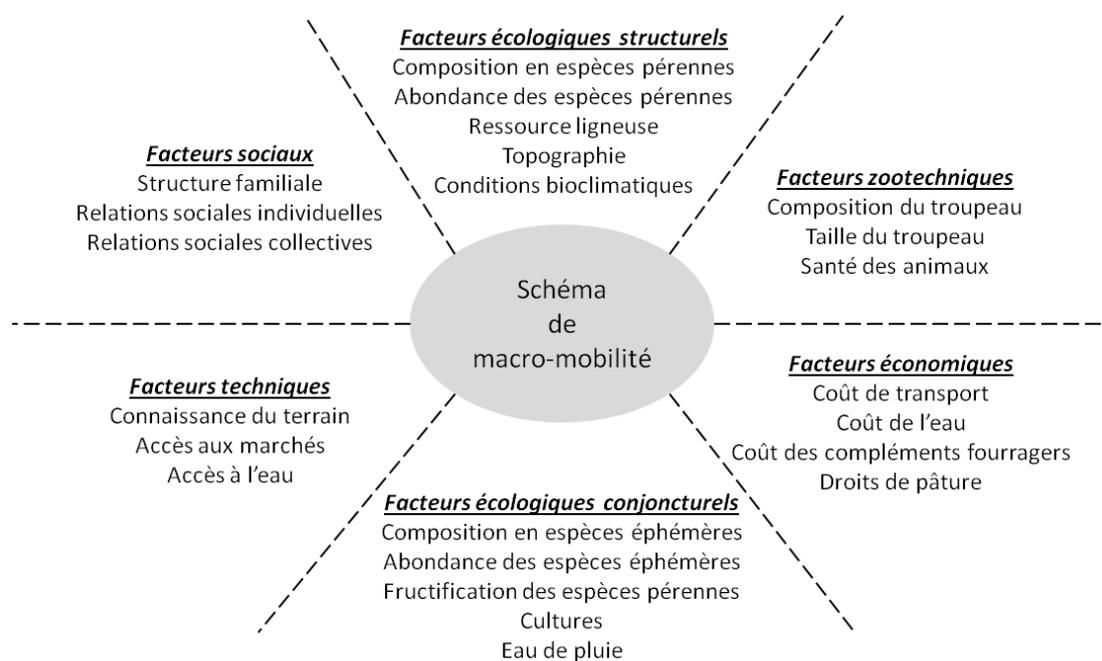


Figure 23 : Types de facteurs influençant les schémas de mobilité (d'après les entretiens menés auprès des agropasteurs de l'oued Noun entre 2012 et 2015)

Mobilité et conditions écologiques des parcours

Les parcours se dessinent selon deux variables combinées : l'espace et le temps. La macro-mobilité des éleveurs tient essentiellement compte de la variation temporelle des parcours due à celle des précipitations. Les épisodes pluvieux entraînent en effet un développement (qualitatif et quantitatif) des espèces éphémères qui améliorent temporairement la qualité des parcours concernés (telle qu'illustrée par la Figure 20). Par exemple en 2013 et 2014 la plaine d'*Ighuweln* a attiré moins d'éleveurs qu'en 2015, où les pluies ont été plus conséquentes et ont conduit à des pâturages abondants. Par ailleurs, le développement de *s'âdan* (*Neurada procumbens* L., Neuradaceae), espèce pastorale particulièrement appréciée (Volpato et Puri 2014), a attiré de nombreux éleveurs *Ait Oussi* dans cette plaine. A l'inverse, d'autres espèces peu appréciées (e.g. *Eruca vesicaria* (L.) Cav., Brassicaceae ; *Lotus jolyi* Batt., Leguminosae) peuvent conduire les éleveurs, si elles sont en abondance, à délaisser certains parcours. La qualité des espèces pastorales est donc un second facteur qui intéresse les éleveurs, qui privilégient certains types de parcours, selon la composition spécifique de leur cheptel. Par exemple, les pâturages de pérennes salées composés de *Tasra* (*Salsola vermiculata* L., Amaranthaceae) sont destinés aux dromadaires en automne et ceux qui sont riches en éphémères, aux ovins. Durant la période de fructification de l'arganier (février-mars), les zones de montagne où se trouve l'espèce sont appréciées des chevriers. Concernant l'acacia, aucun éleveur n'indique tenir compte de cette espèce dans ses itinéraires de macro-mobilité ; l'espèce ne semble influencer que la micro-mobilité (cf. 2.3.2 ci-après). Le parcours choisi doit aussi contribuer à l'approvisionnement en bois, ou être à proximité d'un centre où l'achat de gaz est possible. Enfin, les températures estivales très chaudes incitent parfois les éleveurs à éviter les parcours trop méridionaux où il fait encore plus chaud. Le choix d'un parcours dépend ainsi de ses conditions écologiques conjoncturelles (liées au développement des éphémères, conditionné par les pluies), structurelles (nature de la végétation pérenne, topographie, exposition) et de facteurs d'ordre technique (connaissance du terrain, éloignement du parcours, éloignement des points d'eau).

Mobilité et facteurs sociaux

Les schémas et les capacités de déplacement dans l'élevage transhumant reposent en partie sur des pratiques sociales de bienséance héritées et définies collectivement, ainsi que sur la qualité/quantité des relations de voisinages entre les différentes tribus. Ces relations conditionnent pour partie l'accès aux sites de transhumance (habitat) et aux parcours (exploitation du milieu). Un principe d'hospitalité entre les tribus sahariennes (appelé *deïfa*), ancré dans les normes sociales, stipule que chaque campement de nomades et chaque village se doit d'offrir le gîte et le couvert à un individu, ou groupe d'individus (étranger ou appartenant à la même tribu) de passage. La façon dont l'hospitalité est offerte et reçue construit la réputation du campement hôte et de sa tribu, ainsi que celle des invités et de leur tribu. Cette institution se base sur un principe d'entraide et de réciprocité, sur une « économie de l'échange-don » qui entremêle don, obligation et liberté (Mauss 1925). Elle améliore les conditions de mobilité de chacun dans un environnement rude où l'isolement et l'individualisme réduiraient sans doute considérablement les chances de survie (Niamir-Fuller 1999). Les possibilités de mobilité de chaque éleveur dépendent donc de sa réputation et de celle de sa tribu, et des liens individuels et collectifs tissés dans le passé et sur le long-terme.

Des conflits ponctuels entre tribus peuvent influencer voire modifier ces liens et par conséquent le choix des parcours. Lors de l'été 2013, un conflit foncier a éclaté entre les tribus Ait Noss et Ait Oussa à propos de la localisation de la frontière entre leurs territoires respectifs, ce qui a eu des conséquences sur les parcours et campements des transhumants. Pendant près d'une année, aucun campement *Ait Oussi* n'a été établi sur le territoire des Ait Noss, dont la plaine d'*Ighuweln* fait partie. Cette exclusion de fait ne résulte néanmoins pas d'une décision formelle ou verbalisée par l'une ou l'autre tribu, mais relève davantage du bon sens individuel et collectif : les relations étant tendues entre les deux groupes, les éleveurs se sont éloignés afin d'éviter la confrontation, ou par crainte de représailles. Ainsi, si le choix des lieux de mobilité et les règles d'usages reposent sur un principe d'exploitation raisonnée des parcours, elles dépendent également de la qualité des relations entre les groupes sociaux. Entretenir un réseau social développé et de qualité est donc primordial pour maintenir son droit d'usage des ressources naturelles (Berry 1989), et cela à un niveau collectif ou individuel. Les rapports sociaux qui se tissent à travers le système de dons contre-dons, le respect des bonnes pratiques d'exploitation des parcours, ainsi que les discussions autour du rituel du thé conditionnent ainsi de nombreux aspects liés à la mobilité. Certaines familles, lorsqu'elles entretiennent de bons rapports, voyagent ensemble. D'autres, parce qu'elles ont tissés des liens d'amitiés avec d'autres tribus, voyagent plus volontiers vers le territoire de ces dernières. Les choix de parcours ou de campements sont donc le fruit non seulement d'une forme d'opportunisme écologique ou de contraintes économiques, mais également d'une construction et de l'entretien permanent du lien social.

Finalement, le schéma de macro-mobilité, influencé par des facteurs multiples, a un caractère chaotique. Pour les éleveurs, la plaine d'*Ighuweln* constitue un pâturage d'été en raison de sa position septentrionale (qui atténue la rudesse climatique), de la présence de chaumes (sous-produits des activités agricoles consommables par le bétail) et de sa végétation buissonnante et arborée riche en espèces fourragères – parmi lesquelles l'acacia joue un rôle important à la fin de l'été (cf. Chapitre 4). Après une pluie, la plaine se transforme en pâturages verts et denses recherchés par les éleveurs. Les fortes précipitations de novembre 2014 ont ainsi entraîné le verdissement de la plaine, attirant ainsi un afflux d'éleveurs entre décembre et avril 2015, en particulier ceux de la tribu des Ait Oussa. Une telle convergence n'avait pas été observée les années

précédentes, faute de précipitations abondantes. Dès le mois de mai 2015, les éleveurs ont migré vers les montagnes afin de se rapprocher des points d'eau. Après les moissons et afin de profiter de la présence des chaumes, une partie des éleveurs retournera dans la plaine, tandis que l'autre se dirigera vers le village voisin de Fask. La pression pastorale dans la plaine d'*Ighuweln* présente donc une forte variabilité inter- et intra-annuelle et n'apparaît de ce fait pas comme la variable la plus adaptée pour comprendre l'impact de l'élevage transhumant sur les ressources végétales (Baumann 2009). En outre, comme le suggère la Figure 20, il semble y avoir un fort découplage entre la biomasse des ressources végétales et celle des troupeaux. Alors qu'en mai 2015, les pâturages semblent encore abondants et diversifiés, les troupeaux ont été conduits ailleurs pour l'eau. Juger de la durabilité des activités pastorales ne peut donc se faire au travers d'une seule logique comptable qui chercherait à comparer ce qui est produit par l'écosystème et ce qui en est extrait. Au contraire, les facteurs socioéconomiques occupent une place importante, en plus des facteurs écologiques, pour comprendre la pratique actuelle de l'élevage transhumant et ses conséquences sur les écosystèmes.

2.3. MICRO-MOBILITE ET PRATIQUE DE L'ELEVAGE SEDENTAIRE

2.3.1 Caractéristiques de l'élevage sédentaire

Intérêt et entretien des cheptels sédentaires

L'élevage sédentaire se caractérise par des cheptels réduits n'excédant pas une trentaine de têtes et composés de caprins et d'ovins exclusivement. Par exemple en mai 2013, sur un échantillon de 17 habitants de Taidalt (hommes et femmes), le nombre moyen de caprins par éleveur s'élevait à $8,1 \pm 9,7$ têtes et celui d'ovins à $1,8 \pm 3,4$ têtes. Ces effectifs fluctuent rapidement selon la situation financière du propriétaire, les animaux représentant un capital qu'il s'agit de faire se reproduire les bonnes années (quand les animaux peuvent bien manger) et qui est vendu les mauvaises années (pour assurer la survie du reste du troupeau, de la famille, ou pour une dépense imprévue). La sédentarité et les revenus limitent le nombre d'animaux que l'on peut nourrir, sachant que c'est l'achat de compléments fourragers qui permet de nourrir les animaux en périodes de disette. Schématiquement, à la fin d'une période pendant laquelle les pâturages sont abondants (phase de capitalisation), les propriétaires vendent un animal pour acheter les compléments nécessaires pour nourrir les autres animaux (phase de décapitalisation). Les phases de disette étant nombreuses et parfois longues, la taille des cheptels est réduite. De plus, ce petit élevage a également une finalité d'autoconsommation. Disposer de quelques têtes permet d'accueillir dignement le visiteur occasionnel que l'on souhaite honorer, ou encore de limiter les dépenses lors des fêtes (e.g. *Âid El Kbir*). Les chèvres permettent aussi d'avoir un peu de lait pour les enfants en bas-âge.

Les animaux sédentaires dorment à l'étable (*L-âûch*), située dans une dépendance des habitations. Ils sont nourris à partir des déchets alimentaires du foyer (épluchures de légumes, pain rassis, etc.) et de luzerne, que certains habitants cultivent dans leurs jardins irrigués. Après les moissons, on offre aux bêtes de la paille et autres sous-produits des récoltes. Cet élevage sédentaire est également très dépendant de l'achat de compléments fourragers. La production familiale n'est en effet pas suffisante pour répondre aux besoins simultanés des humains et des animaux d'élevage. Ces derniers sont enfin conduits régulièrement ou occasionnellement dans les pâturages, ce qui permet de dépenser moins. Selon la richesse du propriétaire, la conduite dans les pâturages peut

être quotidienne (pour les plus pauvres) ou épisodique (pour les plus aisés) : l'indice de fréquentation des pâturages se situe entre ces deux extrêmes. De plus, cette fréquentation dépend de l'abondance en plantes fourragères dans les pâturages.

Gestion collective de la conduite des troupeaux

En règle générale, un berger peut conduire à lui seul jusqu'à 150 caprins ou 300 ovins, ces derniers étant plus facile à surveiller du fait de leur comportement grégaire. Ramené à la taille des cheptels sédentaires, ce chiffre révèle que, pour un villageois, conduire individuellement son troupeau dans les pâturages relève d'un gaspillage de main d'œuvre. C'est pourquoi, excepté pour les plus démunis, la stabulation est privilégiée. En revanche, dans les périodes où les pâturages sont abondants, un système de mise en commun des animaux apparaît, appelé *tawûala*. Un berger se charge alors d'amener paître les animaux de plusieurs propriétaires durant la journée, et de les ramener au village pour la nuit. Dans le village de Taidalt, trois bergers (tous habitants du village) ont assuré ce service en 2013. L'un d'entre eux a ainsi conduit un total de 138 caprins et 38 ovins, appartenant à 16 propriétaires différents, entre les mois d'avril et de juillet (jusqu'au début du ramadan). Le tarif du service était alors de 10 DH/animal/mois ou de 5 DH/animal/mois pour les animaux de moins de deux mois, aboutissant à un revenu mensuel pour le berger d'environ 1 100 DH/mois. A partir du 31 mai cependant, les ovins ont été gardés dans les étables, faute d'espèces éphémères dans les pâturages, ce qui a réduit d'autant ce revenu.

La mise en place de la *tawûala* dépend de deux éléments. Un propriétaire peut décider de faire appel à ce service s'il considère que son coût est inférieur à celui de la stabulation. Autrement dit, si les pâturages sont suffisamment riches pour contribuer significativement à la prise de poids des animaux et à l'amélioration de la qualité de la viande. Un berger peut aussi proposer lui-même ce service s'il estime que cela est économiquement viable pour lui : il évalue pour cela le nombre de propriétaires intéressés et le nombre d'animaux que cela représente. C'est après ce calcul que le berger précédemment évoqué n'a pas proposé ce service en 2014. Par ailleurs, la conduite des animaux est une tâche difficile (cf. Boîte 3.3), en particulier pour des personnes d'un certain âge. Actuellement, la *tawûala* est assurée par des hommes de plus de 40 ans, et aucun jeune ne souhaite s'impliquer dans ce travail. Pour ces derniers, se faire berger représente en effet une solution de dernier recours, que l'on envisage faute de mieux, ou le temps de trouver une activité plus rémunératrice, plus valorisante socialement et moins pénible.

Ce système de mise en commun des troupeaux sédentaires, activé lorsque les conditions de pâturages sont jugées favorables par un nombre suffisant de propriétaire, participe à la viabilité économique de l'élevage sédentaire et à son maintien au plan collectif. Pourtant, le travail de berger dans ces conditions est faiblement rémunérateur, en comparaison aux salaires des bergers employés par de plus grands propriétaires qui peuvent atteindre 2 500 DH/mois, ou aux emplois proposés dans les exploitations agricoles industrielles. De plus, l'activité n'est pas permanente sur l'année et inexistante certaines années. A cette précarité s'ajoute le facteur de pénibilité, si bien que ce système, pourtant utile dans le village de Taidalt, peine à se maintenir par manque de bergers.

Boîte 3.3**La journée type d'un berger assurant la *tawûala* (d'après 8 jours d'observations en 2013)**

La journée du berger assurant la *tawûala* débute vers 7h du matin avec l'abreuvement des animaux (selon la période de l'année et l'abondance d'éphémères vertes), pour un départ vers les pâturages entre 7h30 et 8h. Le berger ne rentre qu'au coucher du soleil, soit entre 20h et 21h. Durant la journée, il couvre entre 16 et 25 km à pied (Figure 24), parfois sur son âne. L'animal est en effet surtout utilisé pour transporter les vivres pour la journée : un bidon d'eau de 5L, les ustensiles pour préparer le thé, une bouteille de 2L contenant du babeurre, du pain et de l'huile d'olive. En fin de matinée, le berger fait une première pause d'environ une heure, à l'ombre d'un arbre (généralement un *V. raddiana* ou un *Z. lotus* dans le cas présent). Il prépare alors le thé après avoir collecté du bois mort pour le feu et casse la croûte. Une deuxième pause similaire a lieu l'après-midi, vers 16h. A l'occasion, ces pauses sont partagées avec d'autres bergers croisés dans les pâturages et sont alors allongées. Le reste du temps, le berger guide les animaux et les rassemble lorsqu'ils se dispersent trop. De façon opportuniste, il collecte également des plantes aromatiques ou médicinales (cf. Annexe 1), ou encore du bois mort qu'il ramène chez lui (cf. Chapitre 4). A son retour, certains propriétaires récupèrent leurs animaux pour la nuit pour les traire ; les autres animaux dorment dans l'étable du berger. Enfin, les jours où ce dernier s'absente, notamment pour aller au souk, sa femme le relaye.

2.3.2 Schémas et variabilité de la micro-mobilité

La conduite des animaux (transhumants et sédentaires) autour du point de résidence (campement transhumant ou village) dépend de la distance parcourable en une journée pour un berger et son troupeau (environ 10 km autour du point de résidence). Le choix de l'itinéraire journalier dépend ensuite surtout des pâturages (abondance et composition) et de facteurs humains.

Influence des ressources pastorales sur les schémas de micro-mobilité

Plusieurs critères liés aux ressources pastorales guident le choix des itinéraires journaliers. Le poids de chaque critère varie selon la période de l'année ou selon les savoirs et préférences individuels. Les différents critères identifiés ont été ici hiérarchisés selon leur influence observée lors des enquêtes.

Le premier critère pour choisir un itinéraire est l'abondance en espèces pastorales. Le berger privilégie alors les habitats écologiques favorables au développement de la végétation, c'est-à-dire les zones inondables, les rivières et les chenaux (Figure 24). Arrivé à une bifurcation entre deux chenaux, il se basera sur une estimation visuelle de la verdure générale de la végétation (qui représente selon lui l'abondance en espèces pastorales) pour conduire les animaux là où la végétation est la plus verte. Ce critère d'abondance est particulièrement prégnant dans la prise de décision lors des périodes de disette, où l'enjeu principal est d'obtenir un apport calorique suffisant pour satisfaire son troupeau. Le second critère concerne le type d'espèces pastorales et la qualité du fourrage disponible selon la période de l'année. Les itinéraires riches en espèces éphémères sont ainsi privilégiés. Parmi celles-ci certaines espèces sont particulièrement recherchées telles que *Nucularia perrinii* Batt. (Amaranthaceae), *Emex spinosa* (L.) Campd. (Polygonaceae), *Trigonella anguina* Delile (Leguminosae), et *Neurada procumbens* ; à l'inverse d'autres sont évitées, notamment *Eruca vesicaria*, *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Poaceae) et *Lotus jolyi*. Certaines espèces pérennes sont

recherchées de manière plus ponctuelle durant leurs périodes de floraison ou de fructification. Par exemple, *Convolvulus trabutianus* et *Anvillea garcinii* subsp. *radiata* (Coss. & Durieu) Anderb. (Compositae) sont appréciées pour leurs fleurs ; *Ziziphus lotus*, *Lycium intricatum* et *V. raddiana* pour leurs fruits. Enfin, les besoins saisonniers des animaux peuvent influencer le choix d'itinéraires à certaines périodes de l'année. C'est notamment le cas en automne, où il est conseillé de faire paître les camelins dans des faciès à *Salsola vermiculata*, espèce salée, pour stimuler le potentiel reproductif des mâles. Enfin, le régime alimentaire est établi sur des pas de temps plus long, sur plusieurs jours voire plusieurs semaines. Les bergers cherchent à diversifier d'un jour à l'autre et d'une saison à l'autre les espèces présentées aux animaux :

Tu regardes les éphémères qui sont en mélange. Les éphémères qui sont grandes et en mélange, elles rassasient [les animaux]. Ils vont manger un peu de celle-ci, un peu de celle-là [...]. S'il n'y a qu'une seule éphémère, les animaux vont en manger un peu et c'est tout. Ils ne vont pas manger beaucoup (Eleveur, Ait Zekri, le 28/08/2013).

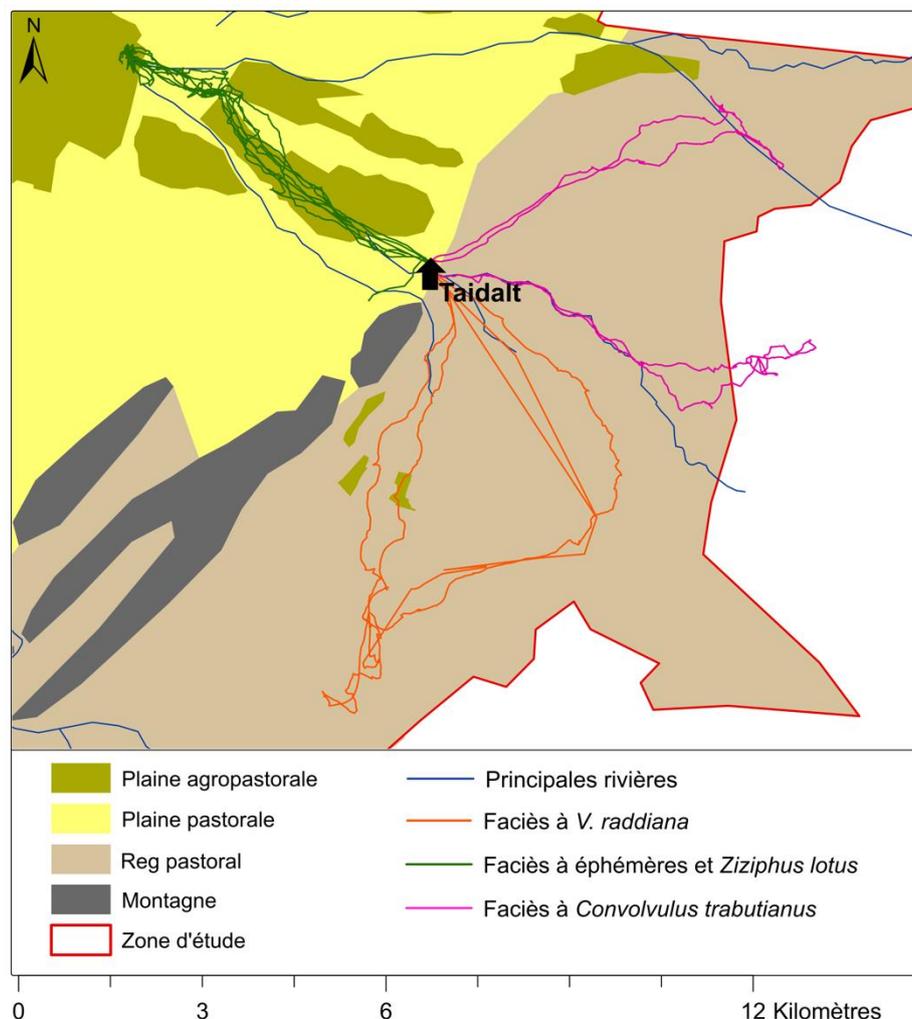


Figure 24 : Parcours journaliers d'un berger sédentaire (d'après 8 jours de suivi, entre le 30/05/2013 et le 12/06/2013).

Dans une optique d'engraissement plus efficace des animaux, les bergers changent d'itinéraires d'un jour à l'autre. Ceux présentés sur la Figure 24 résultent de la volonté du berger de conduire tantôt les animaux sur un pâturage à éphémères, *Z. lotus* et à feuilles de *V. raddiana* ; tantôt sur un pâturage à *Convolvus trautmanianus* en fleur ; tantôt sur un pâturage où *V. raddiana* a fructifié.

L'eau est également un critère important dans le choix des itinéraires journaliers. Entre décembre et janvier, les bergers abreuvant les animaux avec l'eau de pluie (*L-khdir*) qui s'est accumulée dans des dépressions topographiques ou qui a été captée par ruissellement dans les *natfya*. A partir du mois de mars, il est déconseillé d'utiliser ces stocks, qui peuvent transmettre des maladies et, d'après les bergers, qui font perdre aux animaux la graisse qu'ils ont accumulée. Les zones avec des accumulations d'eau stagnante sont alors délaissées et les itinéraires adaptés en fonction. Enfin, à partir du mois de mai, il convient d'abreuver les animaux avec les puits. Un jour sur deux (tous les jours lors des fortes chaleurs) les bergers conduisent les animaux vers ces points clés.

Influence des facteurs humains sur les schémas de micro-mobilité

Outre les ressources pastorales en tant que telle, les décisions prises par les bergers dépendent également de facteurs de confort, relatifs à la pénibilité du travail et à la sociabilité.

Les premiers sont principalement liés à la rudesse des conditions climatiques. Au cours de la journée, les bergers font en effet plusieurs pauses pour casser la croûte ou simplement se reposer, toujours à l'abri d'un arbre ou d'un buisson (face au soleil, au vent ou au sable). La présence de végétaux offrant un tel abri influence ainsi à la fois le parcours général choisi pour la journée, mais également l'itinéraire exact, puisque les bergers peuvent, dans les endroits à faible couvert arboré, faire des détours de plusieurs centaines de mètres jusqu'à l'arbre le plus proche. La trajectoire des animaux est dans ce cas modifiée de manière à les rapprocher du point de pause choisi par le berger. L'exposition au vent et à la poussière d'un parcours entre également en ligne de compte. Par exemple, un des bergers suivi a préféré éviter la zone de *Temberdût* au profit de *Boterhat* (Figure 16), un après-midi du mois de juin 2014, période où le vent de l'ouest (qui occasionne des nuages de sable, *L-âjej*) est fréquent. La zone de *Temberdût*, espace ouvert, est davantage affectée que *Boterhat*, qui est entourée de deux montagnes. Ainsi, pour des raisons de confort pour les humains et les animaux, les itinéraires journaliers tiennent compte des phénomènes microclimatiques locaux.

Les bergers coupent aussi volontiers la monotonie et l'isolement de leur travail, en tentant parfois de rejoindre un campement ou un autre berger aperçu au loin. A l'inverse, s'ils n'apprécient pas la personne aperçue, ils adopteront une trajectoire les en éloignant. Ainsi, l'environnement social tout autour de l'itinéraire initialement choisi est susceptible de le modifier. Pour le berger sédentaire, discuter avec des transhumants permet de se tenir informé sur les personnes présentes sur le territoire de sa tribu et lui donne de la matière pour les discussions du soir au village. L'expression de la vie sociale façonne ainsi pour partie les itinéraires des animaux, et crée une variabilité dans les choix individuels opérés à chaque instant. En tant qu'arbres, les acacias constituent pour les bergers un abri (cf. Chapitre 4) et également un lieu de sociabilisation, car c'est à l'abri d'un arbre et autour d'un thé que les discussions se tiennent dans les parcours (cf. Annexe 3).

En conclusion, la pratique de l'élevage et l'exploitation des ressources pastorales dans la plaine d'*Ighuwelln* résultent de logiques complexes qui se traduisent par de fortes variabilités aux échelles locale et régionale. Ces variabilités dépendent de facteurs écologiques, sociaux et zootechniques et aboutissent à une utilisation de l'espace qu'il est difficile d'anticiper et de caractériser avec précision. L'opportunisme sous-jacent à la pratique de l'élevage pastoral dans ces

régions rend cette dernière difficile à modéliser au-delà des logiques et processus généraux. Dans la plaine d'*Ighuweln*, cette activité cohabite aussi avec l'agriculture, avec laquelle elle doit composer.

3. La céréaliculture d'inondation : entre permanence et volatilité

3.1. LA PRATIQUE DE LA CEREALICULTURE D'INONDATION

L'agriculture d'inondation repose sur les épisodes de crues des rivières, émanant de précipitations occasionnelles mais de forte intensité. Par exemple en 2015 à Guelmim, sont tombés 350 mm d'eau en l'espace de 10 jours, alors que la moyenne annuelle sur les 30 dernières années est de l'ordre de 110 mm. Ces épisodes extrêmes génèrent des inondations qui font des ravages sur les infrastructures routières, urbaines, les canalisations et les ouvrages d'art. Ils sont cependant une aubaine pour les agropasteurs sahariens car, s'ils ont lieu à la bonne période de l'année, ils signent le début des activités agricoles. Les crues permettent en effet à la terre de s'imbiber d'eau et les zones inondées sont rapidement ensemencées en céréales, et plus rarement en légumes. Cette pratique agricole se retrouve chez les sociétés nomades qui plantent les zones inondées pour n'y revenir que quelques mois plus tard pour la récolte. Qualifiée de « culture opportuniste » (ou *chance cropping*, Bayer et Waters-Bayer 1994), cette pratique ne requiert aucun aménagement ni aucun entretien. Dans la plaine d'*Ighuweln* cependant, les agropasteurs ont réalisé des aménagements dans les *mâder*, afin d'améliorer la productivité des champs. Des aménagements similaires ont notamment été décrits en Guinée dans les systèmes d'agriculture inondée, ou *swamp farming* (Fairhead et Leach 1996).

3.1.1 Les aménagements de l'espace agricole

Des aménagements externes et internes aux *mâder* sont relatifs à la maîtrise de l'eau. Les agropasteurs gèrent aussi la végétation pour éviter l'embroussaillage des champs.

Les aménagements externes

Les aménagements externes sont constitués de digues ou de canaux (indifféremment appelés *tûflit*) qui servent à dévier une partie des eaux des rivières de manière à ce qu'elles inondent un lieu donné (Figure 25). Le terme *tûflit* désigne ainsi à la fois la digue ou le canal et le périmètre inondé par l'ouvrage en question²⁴. Les digues prennent la forme de remblais de sable, plus rarement de cailloux, et sont aujourd'hui construites et entretenues à la pelle mécanique. Les canaux sont également creusés à la pelleteuse. L'entretien de ces ouvrages est assuré par les usagers du *Tûflit*, c'est-à-dire par les ayants-droit des terres inondées en aval. Le partage des coûts d'entretien n'est pas fixé à l'avance et fait l'objet de négociations entre ces ayants-droit lorsque des travaux sont nécessaires. Du bon entretien de la digue dépend la quantité d'eau qui inonde les champs, et donc leur productivité. Il y a donc une relation d'interdépendance entre les usagers d'un même *Tûflit*.

²⁴ Le terme *tûflit* (avec une minuscule) désignera ici la digue ou le canal en lui-même et *Tûflit* (avec une majuscule) le périmètre inondé par l'ouvrage.

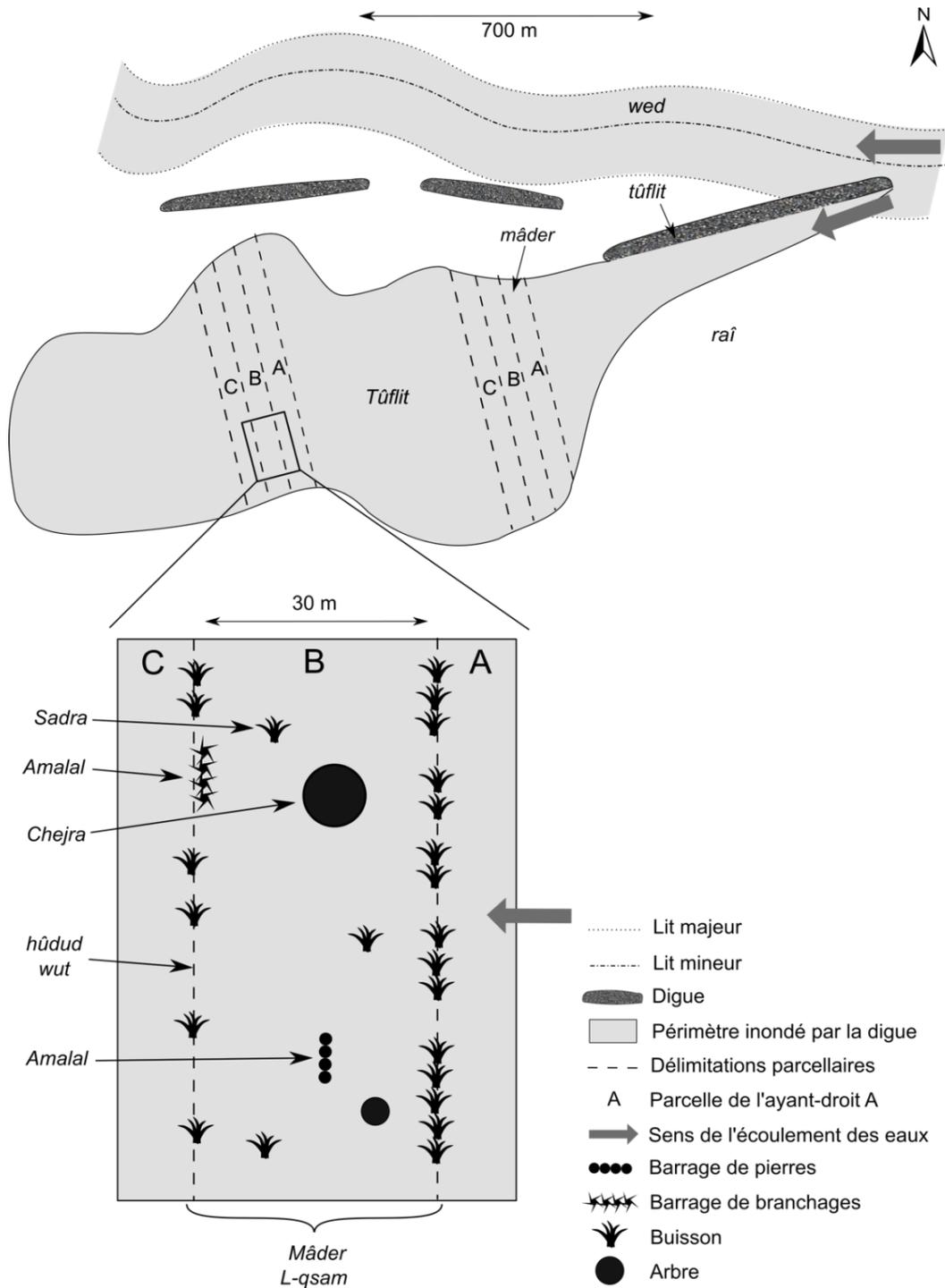


Figure 25 : Croquis type de l'aménagement hydraulique et de la répartition foncière d'un tûflit et de l'intérieur d'un champ.

Les aménagements fonciers et physiques internes

Les aménagements internes concernent l'intérieur même du *Tûflit*. Cet espace est divisé en parcelles appelées *mâder*. Lorsque ces parcelles résultent d'une subdivision spatiale clairement définie et reconnue par les ayants-droit, l'on utilise aussi le terme *L-qsam* (la partie issue de la division). La parcelle est avant tout définie par sa largeur, parallèlement au sens de l'écoulement de l'eau. Sa longueur varie en fonction de la surface inondée, ce qui dépend de la topographie et, d'une année à

l'autre, de l'intensité des crues. Dans un souci d'équité, les divisions parcelaires sont donc établies dans le sens de l'écoulement des eaux, de part et d'autre du flux principal, et de telle sorte que chacun possède des parcelles à différents niveaux du *Tûflit* (Figure 25).

Outre l'aménagement foncier interne, des aménagements physiques sont réalisés pour maximiser la surface inondée et ralentir le plus possible la vitesse d'écoulement des eaux, afin de permettre à la terre de se gorger au maximum. Autrement dit, l'objectif est d'augmenter le drainage vertical pour favoriser la productivité des champs. Une opération de terrassement et de nivellement du sol est réalisée, à l'aide de pelleteuses (*traks*) disponibles à Guelmim ; les agriculteurs les louent avec un conducteur au tarif de 250 DH de l'heure. Un agriculteur peut prendre individuellement la décision d'effectuer cette opération sur ses champs, mais incitera les ayants-droit limitrophes de faire de même afin de partager les coûts. Cette opération (réalisée tous les cinq à dix ans) est en effet la plus coûteuse. Entre deux nivellements, de petits chenaux perpendiculaires aux parcelles ont tendance à se creuser, avec pour effet de canaliser et d'accélérer l'écoulement des eaux. Les agriculteurs luttent contre leur formation par de petits barrages de branchages ou de pierres (appelés *amalal*, Figure 26). L'hydrologie d'un champ dépend donc autant de l'entretien interne opéré par son propriétaire, que de l'entretien des champs situés en amont.



Figure 26 : Barrières (*amalal*) composées de branchages de *V. raddiana* à gauche, de pierres à droite, destinées à lutter contre la formation de chenaux dans les champs. Photos : J. Blanco.

La gestion de la végétation spontanée

La gestion de la végétation spontanée constitue une étape importante de l'aménagement des *mâder*. Globalement, l'embroussaillage des parcelles par les buissons (*sadra*) représente une gêne. D'abord parce qu'à partir d'une certaine taille, ces buissons diminuent la surface exploitable et gênent le passage des machines. Ensuite, parce que les sables éoliens se déposent à leur base, ce qui contribue à l'ensablement des parcelles. Les travaux de débroussaillage légers sont réalisés à la main (par le propriétaire lui-même ou par de la main d'œuvre journalière) juste avant l'ensemencement des parcelles ou pendant l'été, en dehors de la période de culture. Pour que le débroussaillage soit bien fait, il est conseillé de déraciner les buissons, qui rejettent de souche. En cas d'embroussaillage trop important, les agriculteurs utilisent une pelleteuse. Le débroussaillage mécanisé est ainsi réalisé en même temps et par la même machine que le nivellement précédemment évoqué. En bordure de champ en revanche, les buissons sont appréciés et l'on ne les enlève pas (Figure 25). Ils constituent d'abord des repères géographiques pérennes du parcellaire, et servent en même temps de brise-vent. En outre, les buissons sont une ressource pastorale importante dans cet espace à usages multiples ; le bon sens de l'agriculteur l'invite à conserver tout

buisson qui ne constitue pas une entrave majeure à la mise en culture de son champ. Comme le suggèrent les Figures 25 et 26, les arbres (et notamment les acacias), ne sont pas éradiqués des champs. Ils font en effet l'objet d'une attention particulière qui sera développée dans le Chapitre 4.

Les aménagements plus ou moins durables de l'espace agricole confèrent à l'agriculture d'inondation un caractère permanent : l'appropriation foncière, immuable et transmise de génération en génération, les digues et canaux pour la maîtrise de l'eau et les opérations techniques de gestion de la végétation, contribuent à modeler durablement le paysage de la plaine et y impriment leur marque de façon permanente.

3.1.2 Aperçu de l'itinéraire technique agricole

Le calendrier agricole de la plaine d'*Ighuweln* se décline en une séquence d'opérations successives, qualifiée d'itinéraire technique. Ce dernier se décompose en quatre phases : (1) la mise en culture, (2) le suivi et l'entretien des cultures, (3) la récolte et (4) les travaux d'entretien.

La mise en culture

La mise en culture est possible dans les parcelles où « *Trab feïda* », c'est-à-dire où la terre a été inondée. La date de l'inondation est importante : seules les crues de septembre à mars permettent une mise en culture (en raison des cycles de croissance des céréales) et le moment où elles se produisent influe sur la nature des céréales semées (orge, blé dur, blé tendre ou maïs). L'orge, à cycle de croissance relativement long, est semée entre octobre et décembre ; le blé peut quant à lui être semé jusqu'en mars ; enfin, deux périodes sont envisageables pour le maïs, le mois d'août (grâce aux orages estivaux) et de janvier à mars (en cas de pluies printanières tardives). Les travaux de mise en culture commencent après la décrue dès que l'accès aux champs est possible. Ils consistent en :

- une opération facultative de débroussaillage de la parcelle ;
- une opération d'ensemencement ;
- une opération de disquage mécanisé.

Un mois après l'épisode pluvieux, l'ensemble des agriculteurs qui a décidé de mettre en culture a achevé ces différentes opérations. L'ensemencement et le disquage d'un champ donné sont réalisés le même jour, et signent l'interdiction d'entrée aux troupeaux : le champ est désormais affecté à un usage agricole qui en exclut l'usage pastoral.

Le suivi et l'entretien des cultures

Les agriculteurs se rendent sur leur champ à plusieurs reprises pendant la phase de croissance des grains, pour évaluer et contrôler plusieurs éléments :

- le respect de la mise en défens et les dégâts éventuels imputables au bétail ;
- la croissance des grains et leur stade de maturation ;
- l'enherbement du champ ;
- la croissance des grains selon leur localisation dans le champ ;
- les dégâts imputables à la faune sauvage (déprédation par les oiseaux et rongeurs notamment).

Lorsqu'ils le jugent nécessaire, ils effectuent des opérations de désherbage manuel entre les mois de février et avril, c'est-à-dire durant la période de « l'herbe verte ». Ces observations leur permettent aussi de fixer les modalités de la récolte.

La récolte

Le début des récoltes est conditionné par l'état de maturité des céréales, évalué à partir de la couleur de l'épi et de la dureté du grain. Il convient aussi d'avoir achevé les récoltes avant la fin du mois de juin, car les chaleurs estivales font tomber les grains des épis lors de la récolte et rendent le travail plus pénible. Ainsi, indépendamment de la date de mise en culture, la récolte s'étale de mai à juin. Selon la productivité du champ, ce dernier est récolté à la main ou à la moissonneuse-batteuse. Pendant la récolte, l'agriculteur peut faire paître ses propres animaux dans les chaumes, mais dès lors qu'il a rapatrié les produits de sa récolte au village, la mise en défens est levée et les autres troupeaux peuvent à leur tour venir paître les chaumes. En cas de récolte manuelle, le battage des grains est effectué au village par une batteuse mécanisée (Figure 27). La paille et les grains sont ensuite stockés dans les maisons et les dépendances, pour être autoconsommés ou vendus.

Les travaux d'entretien

Les travaux d'entretien éventuels sont effectués en août, période durant laquelle l'on risque moins de se faire surprendre par une crue. Les agriculteurs qui en ont les moyens louent une pelleteuse pour les travaux de nivellement et de débroussaillage. Moins onéreuse, une opération de disquage peut être effectuée (*dgleib L-trab*) pour casser la croûte de battance (*guâ'a*) qui se forme au bout d'un an ou deux de jachère. Les travaux d'entretien concernent également les acacias et autres arbres présents dans les champs (cf. Chapitre 4).



Figure 27 : A gauche, tas de céréales (nâder) précédemment ramené au village ; à droite, opération de battage mécanisé des céréales à Taidalt. Photos : J. Blanco.

Cet aperçu de l'itinéraire technique soulève de nombreuses questions. L'agriculteur opère en effet des choix à diverses reprises : pour la nature des semences, les moyens de récolte, ou encore pour les travaux réalisés. Les crues influencent aussi cet itinéraire en conditionnant la longueur de la période de croissance, la production des champs, etc. Il convient donc de parler d'itinéraires techniques au pluriel, et de s'interroger sur les déterminants et les conséquences de cette pluralité. Cette question peut être posée à trois échelles distinctes, bien qu'interdépendantes : (1) à l'échelle de la plaine dans son ensemble pour mettre en lumière les dynamiques agricoles collectives ; (2) à l'échelle de l'agriculteur pour identifier ses logiques décisionnelles, sa rationalité et ses pratiques agricoles ; et (3) à une échelle intermédiaire, celle du *Tûflit* et de son groupe d'utilisateurs, pour mieux comprendre la nature de l'interdépendance entre les agriculteurs, ses tenants et ses aboutissants. Notre analyse se concentrera sur les échelles collective et individuelle, qui permettent de comprendre au mieux les logiques de fonctionnement de l'espace agricole d'*Ighuwelln*.

3.2. DYNAMIQUES SPATIO-TEMPORELLES A L'ECHELLE COLLECTIVE

L'analyse à l'échelle collective se base sur un suivi spatio-temporel des activités agricoles entre 2012 et 2015, soit sur trois campagnes agricoles (2012-2013 ; 2013-2014 ; et 2014-2015). Des mesures des surfaces cultivées ont été réalisées par relevé GPS sur les zones de *L-khaba* et *Temberdût*²⁵ (soit sur environ 6,5 et 14,5 km²), et des questionnaires portant sur les choix techniques ont été administrés à 14 agriculteurs en 2014 et 2015. Ces approches formelles ont été complétées par l'observation participante, des entretiens semi-structurés variés et des discussions libres.

3.2.1 *Une emprise spatiale variable*

Au cours des trois années de suivi, les surfaces cultivées dans les secteurs de *L-khaba* et *Temberdût* ont drastiquement changé (Tableau 11). A *Temberdût*, la surface totale cultivée a ainsi été quasiment multipliée par cinq entre 2013 et 2014 puis par 2,8 entre 2014 et 2015. L'extension des surfaces cultivées à *L-khaba* se caractérise par un facteur de 10 entre 2013 et 2014 et de plus de quatre l'année suivante. Cette évolution confirme l'influence des pluies sur la pratique agricole (Tableau 11).

Tableau 11 : Evolution de la pluviométrie et des surfaces cultivées à Temberdût et L-khaba entre 2012 et 2015

Campagne agricole		2012-2013	2013-2014	2014-2015
Pluviométrie relevée à Guelmim (mm)	Sept.	28,4	1,8	38
	Oct.	9,8	0,4	0
	Nov.	10,6	3,4	272
	Déc.	1,8	6,8	24
	Janv.	0,8	41,2	0
	Fév.	2,8	8	0
	Mars	38	0	16
	Avril	0	0	0
	Mai	0	0	NA
	Juin	0	0	NA
	Juil.	0	0	NA
	Août	0	0	NA
	Total	92,2	61,6	350
Surfaces cultivées (ha)	<i>Temberdût</i>	33	132	368
	<i>L-khaba</i>	2	17	73
	Total	35	149	441

De surcroît, la répartition spatiale des champs (Figure 28) révèle une stratégie collective de choix des parcelles. Sur les 35 ha cultivés en 2013, 28 ha (soit 80%) l'ont de nouveau été en 2014. De même, 102 ha utilisés en 2014 (soit 69% du total) l'ont également été en 2015. Au niveau collectif, les parcelles utilisées l'année précédente sont privilégiées et, si un système de rotation interannuel existe, il n'apparaît pas comme déterminant dans la répartition spatiale des champs. Les surfaces cultivées augmentent ou diminuent selon les conditions pluviométriques autour d'un noyau de parcelles fréquemment utilisées.

²⁵ Ces deux secteurs ont été choisis car ils contiennent les principaux peuplements de *V. raddiana* d'Ighuweln, tout en étant les secteurs principaux d'activités des habitants des villages de Taidalt et d'El Borj.

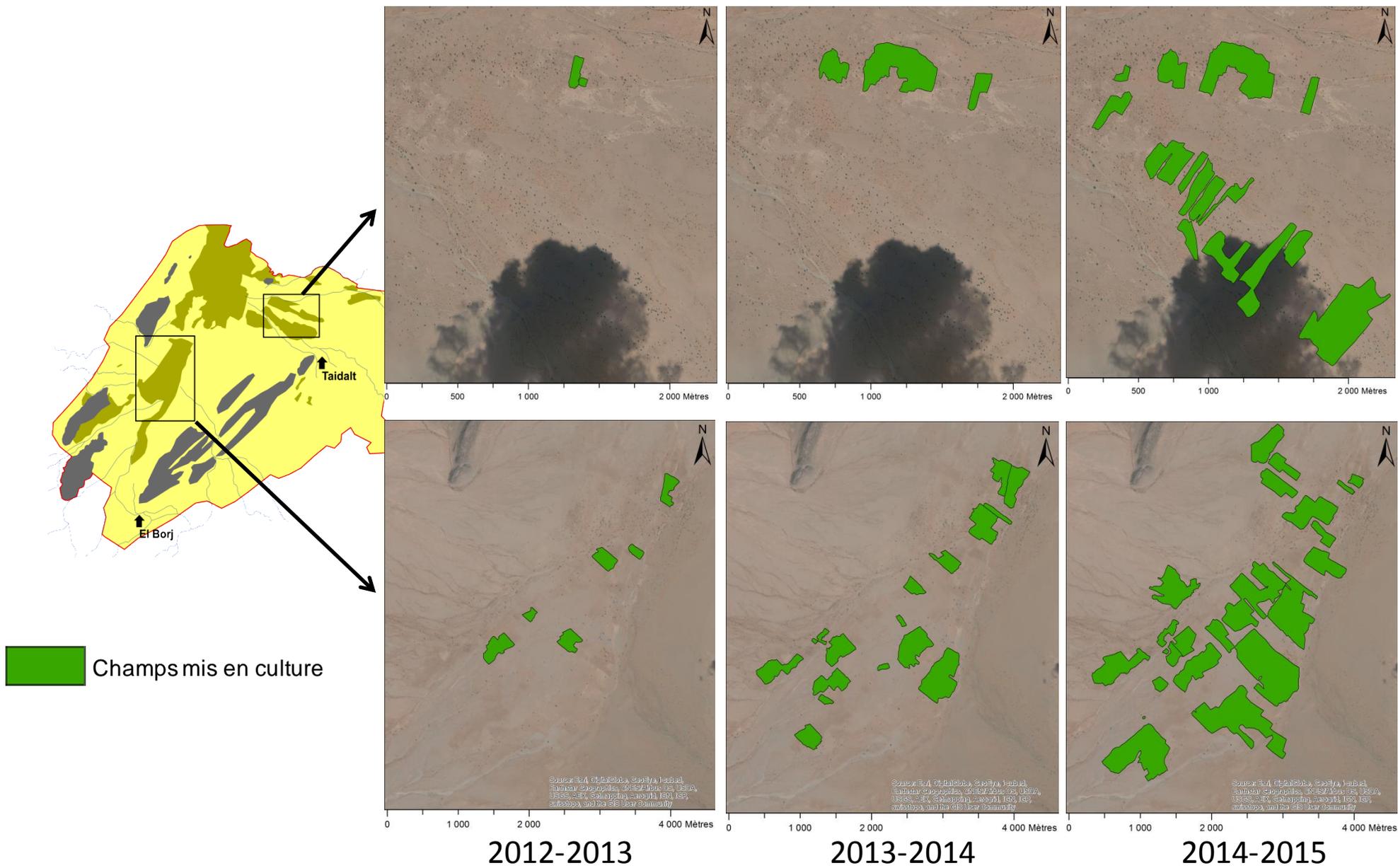


Figure 28 : Evolution et répartition des surfaces cultivées entre 2012 et 2015 dans les secteurs de L-khaba (en haut) et Temberdût (en bas).

L'extensibilité spatiale de l'agriculture suppose une réactivité et une organisation sous-jacente de la société, qui est capable lors d'une année pluvieuse de mobiliser les moyens de production (main d'œuvre, capital financier et technique, etc.) nécessaires à la mise en valeur de vastes surfaces de terres, et de coordonner les moyens et les individus entre eux.

3.2.1 Une temporalité réactive aux précipitations

Le calendrier agricole change selon l'occurrence des précipitations (Figure 29). En 2012-2013 et 2013-2014, les pluies tardives ont incité les agriculteurs à semer des blés (tendre et dur) et du maïs. En 2014-2015, les précipitations précoces ont permis la culture d'orge et de blé (aucune culture de maïs n'a été observée). Les phases de mise en culture et de récolte ont également été allongées, mais dans une moindre mesure. Leur durée dépend surtout de l'étendue des surfaces cultivées, relativement aux moyens de production. Au village de Taidalt, trois tracteurs sont disponibles pour le disquage des champs des villageois, *via* un système de location (tarifé à 120 DH/heure ; dont 20 DH pour le chauffeur et 100 DH pour l'essence et le propriétaire). Avec l'augmentation des surfaces, le temps nécessaire au disquage de l'ensemble des champs s'accroît, le nombre de tracteurs disponibles étant fixe. De la même façon, la durée de récolte manuelle s'allonge avec l'augmentation des surfaces car la main d'œuvre familiale et salariée, qui provient du village, varie relativement peu. De plus en 2015, la récolte mécanisée des champs les plus productifs a eu lieu après la récolte manuelle des moins productifs. Les moissonneuses-batteuses viennent de Guelmim et sont louées avec chauffeur par les agriculteurs de l'ensemble des régions environnantes, sur un périmètre d'environ 100 km autour de la ville. Le tarif varie de 300 à 400 DH/ha et fait l'objet d'âpres négociations. Leur accès pour les agriculteurs d'*Ighuweln*, en termes de coût et de disponibilité, dépend donc de l'équilibre entre l'offre et la demande au niveau régional. Le système de production s'adapte donc, au niveau collectif, aux conditions écologiques de l'année, ce qui soulève la question de l'adaptation des pratiques individuelles à l'origine des dynamiques collectives observées.

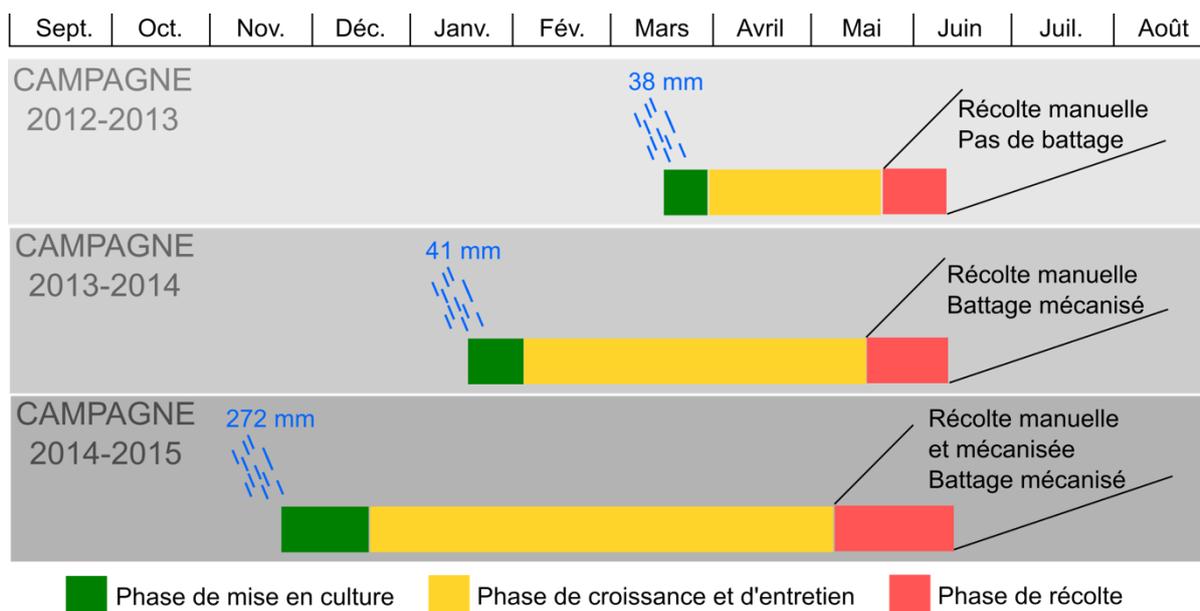


Figure 29 : Evolution du calendrier agricole au cours des campagnes de 2012-2013, 2013-2014 et 2014-2015.

3.3. STRATEGIES INDIVIDUELLES ET VARIABILITE DES PRATIQUES AGRICOLES

Les pratiques agricoles dans la plaine d'*Ighuweln* apparaissent comme relativement homogènes : seuls quatre types de céréales sont cultivés, tous les agriculteurs sèment à la main, ont recours au tracteur pour le disquage de leur champ, récoltent à la même période et mettent globalement en œuvre les mêmes moyens de production. Néanmoins, les pratiques agricoles sont diverses à d'autres égards. Les surfaces cultivées par chacun diffèrent (au cours d'une même année ainsi que sur plusieurs années), tout comme la nature des variétés semées, l'assiduité dans le suivi des champs, ou encore les moyens de récolte privilégiés. Cette hétérogénéité des itinéraires techniques personnels résulte de logiques individuelles tenant compte de facteurs variés (Figure 30) en lien avec la situation des agriculteurs et le contexte collectif. Afin d'illustrer cette variabilité et ses déterminants, nous développerons ci-après les aspects liés au choix des parcelles, à l'investissement individuel dans les travaux agricoles et aux moyens (humain et technique) mobilisés lors des moissons.

3.3.1 Le choix des parcelles mises en cultures

Chaque agriculteur possède des champs dans divers secteurs de la plaine d'*Ighuweln* et en sèment plusieurs à chaque mise en culture. Ce genre de pratique est commun dans les systèmes où l'aléa environnemental est fort car il permet entre autres de mieux gérer les risques (*e.g.* Blanco et al. 2013). En l'occurrence, les agriculteurs de Taidalt adoptent ce système car, s'ils connaissent la répartition des secteurs inondés une année donnée, ils ne peuvent prévoir avec certitude leur productivité respective. Un champ peut par exemple être ravagé par les animaux domestiques ou sauvages, ce qui justifie d'en avoir plusieurs. Aussi, en cultivant une parcelle, un individu réaffirme son statut d'ayant-droit. Valoriser le plus régulièrement possible les parcelles héritées permet de clarifier et de mieux conserver le patrimoine foncier familial. En contrepartie, cultiver dans plusieurs secteurs éloignés complique l'organisation des travaux agricoles. Les agriculteurs doivent en effet composer avec des champs arrivant à maturité à des périodes différentes et diviser leurs moyens (financiers et humains) entre différentes zones, ce qui génère une contrainte tant financière que logistique (notamment en termes de déplacements). Les agriculteurs opèrent donc un compromis et cultivent généralement dans deux ou trois secteurs distincts.

De surcroît, les champs choisis peuvent appartenir à un tiers. Généralement, le propriétaire donne son accord à titre gracieux suite à la demande (si toutefois ce dernier n'avait pas prévu de cultiver le champ en question) car cette mise en culture permet d'entretenir son champ (lutte contre l'embroussaillage, contre la formation d'une croûte de battance). Si la récolte est bonne, il est d'usage de donner un ou deux sacs de grains au propriétaire. Cet arrangement représente environ 20% des champs cultivés chaque année, et a trois justifications. Il arrive d'abord que les champs d'un agriculteur ne soient pas inondés. Le système de prêts de parcelles entre agriculteurs constitue alors un mécanisme de gestion collective de l'aléa climatique, autrement dit un mécanisme social permettant de diluer le risque entre les agriculteurs, comme cela se rencontre aussi sous les tropiques (Colding et al. 2003). Ce système permet aussi de rassembler les champs des villageois dans un même secteur, ce qui les rend plus facile à surveiller et engendre des économies d'échelle (pour la location des engins agricoles et les frais de déplacement vers les champs). Ce gréganisme spatial, que les agriculteurs justifient par des raisons écologiques et techniques, explique que les cultures s'établissent collectivement autour d'un noyau de champs cultivés (Figure 28). Enfin, certains agriculteurs n'ont pas, ou peu, de terres : les descendants d'esclaves n'en possèdent pas, les

personnes dont le père est décédé avant le grand-père non plus (les droits de succession ne sont pas non plus assurés dans ce cas). Ces derniers dépendent de ce mécanisme de transfert du droit d'usage du sol auprès des agriculteurs solidaires disposant de plus de terrains qu'ils ne peuvent en cultiver. Dans ce cas, ce système de prêt de parcelles entre agriculteurs permet d'atténuer certaines disparités sociales.

3.3.2 Le niveau d'investissement dans les travaux agricoles

Les agriculteurs cultivent tous le même type de semences, et s'approvisionnent de la même manière. En 2015, les 11 agriculteurs interrogés avaient acheté leurs semences (orge, blé dur et blé tendre) au marché central de Guelmim. Aucun d'entre eux n'a été en mesure de nommer les variétés achetées, ni même l'origine des semences ; deux agriculteurs ont néanmoins évoqué l'oasis de Takhat pour la provenance du blé tendre et du blé dur, sans toutefois pouvoir l'assurer. Certains ont combiné des semences en réserve provenant de récoltes précédentes (de 2014 et de 2011) à des semences achetées. Chaque agriculteur a semé entre 200 et 900 kg de grains. Tous identifient le coût des semences comme le principal facteur limitant, qui s'ajoute au coût de la location du tracteur pour le disquage. Un agriculteur a également évoqué un problème dans la répartition des parcelles au sein de sa famille, qui l'a empêché de semer la quantité de grains qu'il avait initialement prévue. Enfin, la moitié des agriculteurs ont eu recours à de la main d'œuvre salariée (rémunérée à 30 DH/sac de grain de 100 kg) pour ensemençer leurs champs, en appui à la main d'œuvre familiale.

Les mêmes observations sur l'origine des semences ont été faites en 2014, avec toutefois une moindre proportion de semences achetées : la moitié des agriculteurs avaient utilisé des semences issues des récoltes de 2010 et 2011. De plus, les neuf agriculteurs interrogés en 2014 ont semé cette année-là entre 60 et 440 kg de grains et seuls deux d'entre eux ont eu recours à de la main d'œuvre salarié. Enfin, quatre agriculteurs interrogés en 2015 n'avaient pas mis en culture en 2014, en raison principalement des faibles précipitations.

Les conditions climatiques influencent donc le choix individuel d'investir ou non dans la mise en culture, et à quel niveau. Des conditions pluviométriques favorables incitent à investir davantage dans ses propres champs car le cultivateur espère un bon retour sur investissement. La quantité de capital investi dépend aussi des finances de l'agriculteur. Par exemple, l'agriculteur ayant semé le plus de grains en 2014 et 2015 est un retraité de l'armée, ainsi que le représentant local du ministère de l'intérieur, ce qui le place parmi les villageois les plus aisés. Complémentairement au capital financier, le stock de semences provenant des récoltes précédentes constitue un capital en nature qui influe sur les quantités de grains semés par les agriculteurs. Ces derniers estiment pour la plupart qu'ils auraient davantage semé en 2015 s'ils n'avaient pas dû acheter leurs semences. La mise en culture une année donnée dépend donc aussi du capital accumulé au cours des années précédentes. Enfin la mobilisation de main d'œuvre salariée semble dépendre surtout de la quantité de main d'œuvre familiale disponible. Si en 2014, la main d'œuvre familiale a suffi à assurer les travaux agricoles, l'augmentation des surfaces en 2015 a impliqué un recours à de la main d'œuvre salariée. Face au coût des semences (entre 200 et 450 DH/100kg) et du disquage, celui de la main d'œuvre pour l'ensemencement ne semble cependant pas être le facteur économique le plus contraignant.

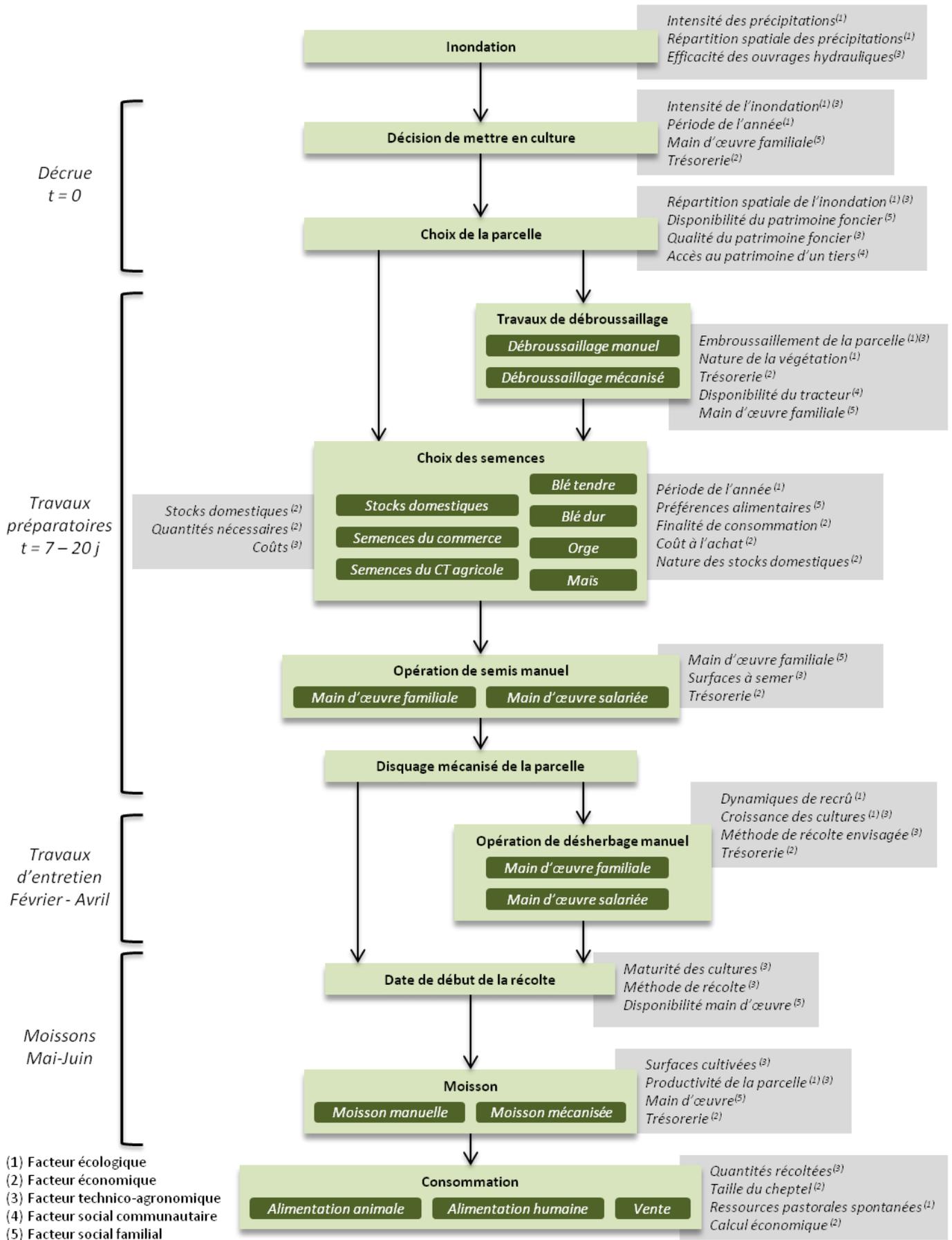


Figure 30 : Schéma d'ensemble de l'itinéraire technique de la céréaliculture d'inondation et facteurs de prise de décision des agriculteurs.

3.3.3 Les moyens de récolte et de battage

Entre 2012 et 2015, les moyens de récolte ont beaucoup varié en raison de l'évolution de la productivité des champs. Lors des campagnes agricoles de 2012-2013 et de 2013-2014, tous les agriculteurs de la plaine d'*Ighuweln* ont moissonné leurs champs à la main, avec une force de travail familiale. La récolte à la main s'organise en fonction de la structure familiale. Dans un foyer composé uniquement de l'homme, de sa femme, d'enfants en bas âge et des parents, l'agriculteur récolte seul. Il part au champ le matin et y travaille jusqu'au milieu de la journée, avant de rentrer au village. Dans les foyers où l'homme a des enfants plus grands et des frères et sœurs, la récolte se fait en famille. Selon la taille du champ, la famille passe d'un à quelques jours dans la zone de *mâder*, où elle installe un campement provisoire. Les hommes et les plus jeunes femmes récoltent, tandis que les femmes plus âgées s'occupent du campement et de la cuisine. Une fois le champ intégralement moissonné, les produits de la récolte sont transportés au village, soit en charrette (que l'agriculteur possède ou qu'il emprunte à un autre villageois, à titre gratuit) soit en tracteur (il doit alors payer le transport). La période et la durée de la récolte dépendent ainsi de la disponibilité de la main d'œuvre et des autres contraintes familiales. Par exemple en 2013, un des agriculteurs a attendu la fin de l'année scolaire avant de commencer les récoltes en familles. Cette année-là, ni le maïs ni le blé n'avaient donné en quantité suffisante et les récoltes ont été utilisées pour nourrir le bétail des étables. A l'inverse en 2014, la production était suffisante et une batteuse mécanisée (provenant de Guelmim ; louée à 250 DH/heure) a battu successivement et durant trois jours les récoltes de chaque foyer, entassées devant les maisons. La moissonneuse-batteuse n'est utilisée que les années particulièrement productives (dont dernièrement 2015 et 2010) et pour les champs qui s'y prêtent. Les agriculteurs se réfèrent pour cela à la hauteur des cultures : à partir d'environ 90 cm de hauteur, les céréales sont considérées comme récoltables à la moissonneuse. En mai 2015, les agriculteurs envisageaient d'avoir recours à la récolte mécanisée pour les champs situés à *Amkharis* et *Temberdût*, tandis que ceux de *L-khaba* ont été préférentiellement moissonnés à la main. Pour faciliter le passage de la machine, les agriculteurs désherbent leurs champs, plus assidûment que pour une récolte manuelle. De plus, pour éviter que les grains ne moisissent, la récolte mécanisée nécessite qu'ils soient déjà bien secs. Ainsi, alors que la récolte manuelle en 2015 avait débuté dès le mois de mai, la récolte mécanisée n'était prévue que pour la fin du mois de juin (et n'a pas pu être observée pour des contraintes de calendrier).

Les moyens de récolte varient donc selon la productivité des champs et dépendent tout autant de choix individuels que collectifs. Si un agriculteur décide que son champ doit être moissonné à la machine, cela peut motiver une dynamique collective vers ce moyen de récolte. A l'inverse, si cette dynamique n'a pas lieu, il reviendra sur sa décision : faire venir un engin agricole ne serait en effet pas rentable. De même, par manque de temps ou de main d'œuvre pour une récolte manuelle, un agriculteur peut profiter des services d'une moissonneuse présente pour ses voisins, même si son champ à lui a été peu productif. Dans de tels cas, certains font le choix de vendre leurs céréales sur pied à qui accepte de les récolter.

Si notre objectif principal n'était pas de quantifier, pour chaque agriculteur, les surfaces cultivées, les quantités produites et les moyens investis dans les activités agricoles, notre approche révèle la forte variabilité dans les itinéraires techniques individuels. Sur le long-terme, certains agriculteurs cultivent fréquemment – en particulier ceux qui habitent à Taidalt ou Guelmim – tandis

que d'autres n'investissent dans l'agriculture que lors des meilleures années. Le souci financier est déterminant pour les choix opérés par chaque agriculteur : la variabilité des pratiques agricoles est donc concomitante des inégalités sociales. Mais de nombreux autres facteurs concourent à cette variabilité (Figure 30), si bien qu'il est difficile de définir le profil de l'agriculteur « moyen ». Notre approche a néanmoins permis de comprendre les modalités et l'étendue de l'usage agricole de la plaine d'*Ighuween*. En croisant ces données avec celles des enquêtes sur l'usage pastoral, un calendrier agropastoral a été établi (Figure 31). Celui-ci montre une très longue période durant laquelle agriculture et élevage semblent en concurrence quant à l'usage de certaines terres : la mise en culture empêche aux animaux de paître dans les zones d'épandage, ce qui les privent de terrains pastoraux fertiles. En dehors de cette période, élevage et agriculture sont complémentaires : les animaux peuvent profiter des chaumes une fois la récolte effectuée et participent ainsi à la fertilisation des champs (*via* leurs déjections) pour une mise en culture future. Or l'intensité de ces deux usages (agricole et pastoral) varie substantiellement selon l'année, et tous les champs ne sont pas systématiquement cultivés, ce qui conduit à relativiser le phénomène de concurrence. Il semble qu'il y ait à ce jour peu de conflits entre les agriculteurs et les éleveurs, qui sont parfois une seule et même personne. Par ailleurs des institutions sont aussi prévues pour assurer la cohabitation de deux modes de valorisation des terres qui peuvent paraître antinomiques si l'on raisonne sur une échelle spatio-temporelle réduite, mais qui sont surtout complémentaires dans la stratégie paysanne.

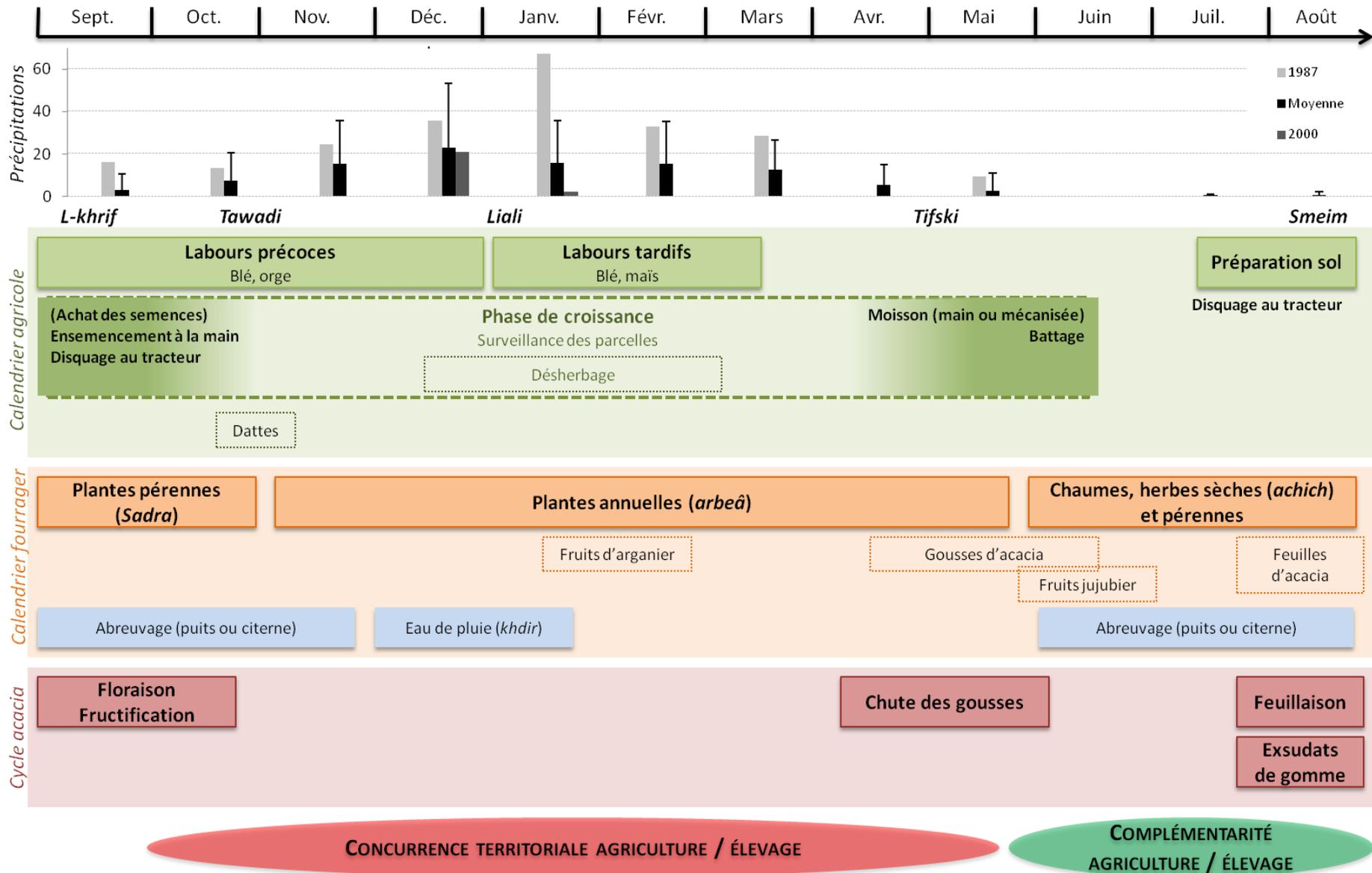


Figure 31 : Calendrier agropastoral dans la plaine d'Ighuwn.

Conclusion

Située dans une région où l'accès à l'eau est déterminant pour les activités agropastorales, la plaine d'*Ighuweln* n'en demeure pas moins un espace mis en valeur par des pratiques adaptées aux contraintes environnementales et est façonnée par ces dernières. Le système de production de la plaine d'*Ighuweln* fait en effet preuve d'une flexibilité lui permettant une réponse rapide aux épisodes pluvieux imprévisibles. Cette réactivité s'illustre par des éleveurs capables de se déplacer sur de grandes distances à la recherche de pâturages, et par des agriculteurs capables de valoriser de grandes surfaces agricoles quand les pluies le permettent. Cette flexibilité repose sur une certaine organisation de la sphère sociale qui crée une relation d'interdépendance entre les différents groupes sociaux, garante d'une certaine cohésion et d'une gestion collective de l'aléa. Les agriculteurs possèdent ainsi des champs dans un territoire aménagé collectivement, échangent temporairement des droits de culture et mettent en commun les moyens de production. Les éleveurs sont soumis à des normes de bon usage des parcours, de bienséance et d'accueil qui leur garantissent l'accès à un vaste territoire pastoral. En d'autres termes, l'économie du don contre-don est mobilisée au service de la subsistance des individus dans un environnement incertain.

Par ailleurs, les règles d'accès aux ressources et les institutions temporaires mises en place permettent une cohabitation durable de l'élevage et de l'agriculture sur un même espace. Les agropasteurs deviennent ce faisant les architectes d'un paysage culturel. L'agriculture d'inondation implique en effet des aménagements qui modifient durablement la répartition et la quantité des eaux qui alimentent la plaine, et donc des ressources végétales qui en dépendent. Ces ressources sont par ailleurs gérées dans les espaces agropastoraux pour concilier les enjeux liés à leur maîtrise pour pouvoir cultiver et ceux liés à leur conservation pour leur valeur pastorale.

A plusieurs reprises, nous avons pu constater que *V. raddiana* faisait partie intégrante du système de production de la plaine d'*Ighuweln*. Elle se rencontre d'abord dans la toponymie locale, donc comme un élément remarquable du paysage. Elle intervient ensuite dans les choix des itinéraires journaliers opérés par les bergers. Elle est enfin présente au milieu des champs, et ce malgré la mécanisation des pratiques agricoles. Quels sont les raisons de ce maintien ? Selon quelles finalités et quelles pratiques les agropasteurs gèrent-ils cette espèce ? Quelles sont les modalités d'intégration de *V. raddiana* dans le système de production actuel de la plaine d'*Ighuweln* ? Autrement dit, quelle est la nature des interactions entre les *usagers* et le système de ressources du SES à *V. raddiana* ?

Chapitre 4. Fonctions et gestion de l'acacia dans le système de production de la plaine d'Ighuweln

Il faut bien le reconnaître : pour le paysan africain, cette nature est utilitaire ; pas de sentimentalisme à l'égard du « règne végétal », pas de conscience écologique, non plus, mais une imbrication étroite entre l'homme et le milieu, qui ne laisse pas de place à la poésie « naturaliste », ce luxe de citadins (Gastellu 1980).

Dans les zones sèches, l'arbre assure un rôle fonctionnel crucial pour les écosystèmes et pour les sociétés humaines qui y vivent (cf. Chapitre 1). Le paysan, conscient de son importance (Pfund et al. 2011), lui accorde une place centrale dans ses activités agropastorales. Par exemple au Sahel, arbres et cultures annuelles se côtoient dans les mêmes espaces dans les parcs agroforestiers (Bayala et al. 2010) ; ou encore en Afrique du Nord et au Moyen-Orient, les éleveurs entretiennent et conservent les arbres présents dans leurs territoires pastoraux (Andersen et al. 2014). Car pour les agropasteurs, l'arbre constitue une source de bois (de chauffe et de construction) et de divers produits forestiers non-ligneux (PFNL) – c'est-à-dire de services d'approvisionnements. L'arbre assure aussi des services de régulation utile pour l'agriculteur (conservation des sols, amélioration de la fertilité des champs). La valeur et la place accordée à l'arbre dans les espaces agropastoraux dépend néanmoins de nombreux facteurs internes et externes aux systèmes de production locaux. Par exemple, une pression foncière accrue contraint parfois les essarteurs à raccourcir la durée des jachères, ce qui nuit au retour de l'arbre et à la reconstitution des forêts secondaires (Schmook 2010). En Côte-d'Ivoire, l'introduction de nouvelles cultures (riz, maïs et coton) conduit à l'enlèvement des arbres des champs et à un assèchement des zones de bas-fond, dont se plaignent les agriculteurs (Gastellu 1980). Ailleurs, certains parcs agroforestiers sont menacés par l'adoption de nouvelles techniques de culture (Bayala et al. 2010). Ainsi, la modernisation de l'agriculture a souvent conduit à rendre incompatible la cohabitation entre l'agriculture et les arbres (Michon 2015). Ce phénomène est accentué par des politiques publiques et des incitations financières, comme notamment en Indonésie où les forêts sont défrichées pour faire place à des monocultures de rente (Pfund et al. 2011). A l'inverse, les savoirs paysans permettent parfois de retrouver les modalités de cette cohabitation, et d'inverser la tendance décliniste de certains paysages agrosylvopastoraux (Aumeeruddy-Thomas et al. 2012). Ainsi, sous l'influence de facteurs endogènes et exogènes, les liens entre l'arbre et les sociétés humaines évoluent, et avec eux la place (physique et fonctionnelle) de l'arbre dans les

paysages culturels. Autrement dit, les systèmes Hommes-arbres s'adaptent, se transforment ou se montrent résilients au changement de leur environnement humain et non-humain.

Dans la plaine d'*Ighuweln*, les systèmes de productions coutumiers, basés sur l'association de la céréaliculture d'inondation et de l'élevage pastoral (cf. Chapitre 3), perdurent en dépit des changements socioéconomiques des dernières décennies. Ces systèmes se sont ainsi adaptés, notamment par l'intégration de nouveaux outils techniques et institutionnels. Mais la mécanisation de l'agriculture et la sédentarisation des ménages soulèvent la question de la place de *V. raddiana* dans le système actuel. Quelles fonctions assure aujourd'hui *V. raddiana* pour les populations rurales sahariennes ? Comment ces arbres sont-ils gérés par les paysans ? Dans quelle mesure cette gestion compromet-elle, ou au contraire avantage-t-elle, la conservation de cette espèce ? Ces questions ont été abordées par l'angle des usages et de l'exploitation que les agropasteurs font de l'arbre, car ces derniers peuvent influencer de façon tangible sur la conservation de l'espèce. En outre, les usages et pratiques paysannes ne peuvent être compris qu'après l'identification des représentations paysannes de l'arbre et de ses fonctions, et des savoirs qui en sont liés. Ce chapitre s'intéressera d'abord aux usages locaux liés à *V. raddiana* et aux perceptions et aux savoirs écologiques sous-jacents. Ensuite, les modalités de gestion de cette espèce dans le territoire, en lien avec les activités humaines qui s'y déroulent, seront développées. Ce travail permettra de discuter de l'influence de la gestion paysanne sur la conservation de l'acacia, avec une vision prospective.

1. L'acacia au cœur des savoirs et des usages locaux

Les savoirs écologiques locaux (SEL) constituent le corpus cumulatif de connaissances, pratiques et croyances, portant sur les relations entre les êtres vivants (dont les humains) et avec leur environnement ; ce corpus évolue dans le temps et est transmis de génération en génération (Berkes et al. 2000). Les savoirs locaux, comparés aux savoirs scientifiques, ont un caractère empirique et sont ancrés dans un environnement écologique et culturel spécifique (Agrawal 1995). Reconnus d'intérêt public pour la sauvegarde de la biodiversité et la gestion durable des écosystèmes (UNCBD, 1992), les SEL contribuent à la résilience des sociétés humaines en leur permettant de faire face aux spécificités et aux changements de leur environnement. Par exemple, ils participent à une exploitation soutenue mais durable des ressources pastorales chez les éleveurs de zones sèches (Davis 2005). Les SEL permettent aussi aux Hommes de savoir où et quand trouver un type de ressource donné (La Torre-cuadros et Islebe 2003). Par ailleurs, ces savoirs ne sont ni statiques ni répartis de façon homogène au sein des sociétés humaines et varient selon l'âge et le sexe des individus, ou encore selon leur implication dans les activités de subsistance (Lawrence et al. 2005, Quinlan et Quinlan 2007). Cette hétérogénéité est considérée comme un facteur de vulnérabilité, favorable à la perte des savoirs par oscillations culturelles (Begossi et al. 2002). Finalement, parce qu'ils sont liés à la résilience socioécologique des populations et à leur capacité adaptative (Ruiz-Mallén et Corbera 2013), il est crucial pour mieux comprendre les termes de l'interaction entre les humains et leur milieu, ainsi que la nature des processus adaptatifs, de porter un regard attentif à ces savoirs et à leur répartition au sein de la société. Cette partie se focalise sur les SEL liés à *V. raddiana* et aux espèces végétales associées, et en particulier sur la façon dont ces savoirs se répartissent au sein du village de Taidalt et entre les différentes espèces végétales.

1.1. PERCEPTIONS AUTOUR DE *V. RADDIANA*

1.1.1 *L'acacia, « fils du désert »*

Savoirs locaux sur l'écologie de l'arbre

Les agropasteurs sahariens donnent communément à l'acacia le sobriquet de *wûld sahara* (le fils du désert), lequel renvoie à deux savoirs de base sur l'écologie de l'arbre. D'abord, *V. raddiana* se développe là où il fait suffisamment chaud. C'est pourquoi il ne se rencontre qu'au Sahara et ne remonte pas plus au nord du Maroc, où il fait trop froid. De plus, *V. raddiana* ne se rencontre que dans les sols sableux. A la différence de l'arganier, il ne colonise pas les montagnes et se concentre dans les plaines. Ce savoir est mobilisé pour justifier l'absence d'acacias sur certains sols, comme notamment au nord de la plaine d'*Ighuweln*, dans le secteur de *Bûkhlagua* (Figure 16) :

Il ne pousse pas là-bas, le sol est dur. Quand arrive une graine d'acacia, elle est enlevée par le vent, elle ne rentre pas dans le sol. Mais ici [Temberdût], quand une graine arrive, elle rentre dans le sol. Comme si on l'avait plantée (un éleveur de Taidalt, Février 2014).

Pour expliquer plus précisément ce phénomène, un villageois utilise une métaphore : un sol sableux se comporte comme un « tapis de laine », qui absorbe et retient l'eau, tandis qu'un sol non-sableux (type *aderk*, cf. Chapitre 3, p. 93) se comporte comme une « dalle de béton », sur laquelle l'eau ruisselle sans s'infiltrer. Dans un sol sableux la graine s'hydrate et peut germer, contrairement à ce qu'il se passe dans les autres types de sol. L'acacia affectionne aussi les sols où se mélangent sable et cailloux car ces derniers protègent les graines : en se logeant dans les interstices, elles sont inaccessibles aux animaux et peuvent attendre des conditions favorables pour germer.

Parmi ces conditions, les agropasteurs mentionnent, outre une humidité suffisante, une température élevée : d'après eux, la régénération d'acacia se produit essentiellement grâce aux épisodes orageux du mois d'août ; à cette période, la terre est chaude et avec l'apport d'eau, toutes les conditions sont réunies pour la germination. Les agropasteurs constatent d'ailleurs de fortes régénérations d'acacia dans les zones de déjections des animaux (dans les enclos ou autour des étables). Selon eux, ce phénomène est dû à la chaleur dégagée par le fumier, qui favorise le développement des graines ingérées et dispersées par les animaux. Ce savoir empirique est corroboré par le scientifique, issu d'essais de germination effectués en laboratoire (Danthu et al. 2003) et d'études d'écologie pastorale (Reid et Ellis 1995).

Comme tout bon « fils du désert », *V. raddiana* est perçu comme résistant à la sécheresse. Contrairement à l'arganier, qui ne résiste pas à une sécheresse trop longue (de plus de trois ans), l'acacia supporterait plus de cinq années de faibles précipitations selon les agropasteurs. Il perd alors une partie de son feuillage et sa croissance s'arrête, mais il reverdit avec le retour des pluies. Les villageois connaissent des acacias très vieux, datant de leur enfance, et qui persistent encore aujourd'hui malgré les vicissitudes du climat. Cette résistance serait le fait d'un réseau racinaire très étendu, bien plus développé que les parties aériennes de l'arbre selon les agropasteurs. Ces derniers disent avoir observé des racines à plus de 30 m de fond lors du creusage de puits. En outre, les racines latérales facilement visibles en cas d'érosion hydrique permettent la prospection racinaire sur de grandes distances. Le développement racinaire est aussi très précoce selon les agropasteurs, qui constatent la difficulté d'arracher les petits acacias dès qu'ils atteignent quelques dizaines de centimètres de hauteur.

Perception des composantes de l'arbre

La façon dont les agropasteurs de Taidalt décomposent la structure de l'acacia, en nommant ses différentes parties, s'appuie sur des considérations essentiellement morphologiques et utilitaires. D'abord, *ghcheb* désigne les troncs et les branches maîtresses de l'arbre, c'est-à-dire les parties ligneuses de gros diamètre (jusqu'à 10 cm environ) à partir desquelles le charbon (*L-fakher*) est produit. Les termes *hûd* (le bois) et *chtab* désignent les branches plus petites du houppier, en général sèches. Ces dernières sont utilisées pour allumer des petits feux pour la préparation du thé. Les rameaux terminaux, pourvus d'épines et de feuilles vertes, sont appelés *zreb*. Ils servent à construire des clôtures (mortes) autour des jardins ou des enclos, appelées *zriba*. Enfin, le terme *ârg* (pl. *ârûg*) désigne les racines ; les feuilles s'appellent *warqa* (pl. *wûraqa*).

Les gommages des arbres sont désignées sous le terme générique *âlq*. Chez *V. raddiana*, se distinguent communément trois types de gommages. La gomme rouge (*L-âlq hamara*, la gomme rouge), ou encore gomme véritable (*L-âlq haqîqya*, la gomme véritable) sert à qualifier la gomme fraîchement sortie de l'arbre, solidifiée ou encore à l'état liquide (Figure 32). Lorsque celle-ci reste sur l'arbre, elle blanchit et prend le nom de gomme blanche (*L-âlq beyda*). Elle conserve néanmoins les vertus de la gomme fraîche, mais a tendance à s'effriter, ce qui rend sa collecte difficile. La gomme est sécrétée par l'arbre de manière spontanée lors des fortes chaleurs de l'été, notamment la période de *smeim* (cf. Chapitre 3, p. 88). En outre, la sécrétion de gomme est plus abondante les années pluvieuses ; la gommose (exsudation spontanée de gomme) est plus intense pendant la saison sèche chez les arbres ayant reçu de l'eau pendant la saison des pluies. Pour Fournier (1993), la gommose est favorisée par un climat chaud et sec, ce qui rejoint les connaissances empiriques des sahraouis. Enfin, *V. raddiana* sécrète également une gomme noire lorsqu'il est blessé (Figure 32). Cette dernière s'appelle *abûqaaq* et n'est pas utilisée par les sahraouis. Pour se débarrasser d'une personne inutile ou incompétente, l'expression au caractère insultant « *Sir wahed abûqaaq !* » (« dégage gomme noire ! ») illustre le caractère inutile, voire indésirable, de cette gomme. La fonction de cette dernière pour l'arbre demeure incertaine pour les personnes interrogées sur le sujet ; elle servirait de protection des tissus blessés des infections.



Figure 32 : A gauche, gomme rouge de *V. raddiana* (*L-âlq hamara*, Août 2014) ; à droite, gomme noire (*abûqaaq*, Mai 2014). Photos : J. Blanco.

La terminologie précédente n'est pas réservée à *V. raddiana* et concerne les arbres en général ; néanmoins, deux termes sont spécifiques à cette espèce. Alors que l'écorce se dit *dbakh* pour les arbres (terme qui peut être utilisé pour *V. raddiana*), l'écorce de l'acacia se nomme plus spécifiquement *tabalit*. La fleur d'acacia, quant à elle, se nomme *anich*, alors que le terme générique

du mot fleur est *noar*. Pour cette dernière, il semble que le terme *anich* soit réservé aux inflorescences en forme de glomérules, typiques des Mimosacées. Pour l'écorce, cette particularité provient-elle d'usages anciens spécifiques à l'acacia ? Ou serait-ce un terme récupéré d'une langue voisine ? L'origine de ce particularisme demeure inconnue de nos informateurs.

Perception de la phénologie de l'acacia

La connaissance de la phénologie de l'arbre est importante pour les agropasteurs sahariens car cette dernière conditionne la période de disponibilité des différents produits de l'acacia. Un particularisme pour les sahraouis est le fait que *V. raddiana* ne se comporte pas comme les autres espèces arborées et buissonnantes sahariennes ; elle renouvelle son feuillage pendant le mois d'août, c'est-à-dire pendant le mois le plus chaud et le plus sec. Les feuilles sont disponibles pour les animaux jusqu'en octobre environ, période connue sous le nom de *tawadi* (Figure 31, p. 137). En octobre, l'acacia fleurit, puis commence à fructifier. Les gousses sont matures aux mois de mai-juin, pendant *tifsky*, période à laquelle elles sont disponibles pour les Hommes et leurs animaux. La phénologie de *V. raddiana* décrite par les agropasteurs est similaire à celle observée en Tunisie, au Sénégal (Jaouadi et al. 2012b) et au désert du Néguev (Andersen et al. 2014). Le second particularisme de *V. raddiana* est son feuillage sempervirent ; elle offre ainsi un fourrage permanent apprécié en cas de sécheresse intense. Néanmoins, la persistance du feuillage concerne de nombreuses autres espèces pérennes associées à l'acacia (dont l'arganier) ; la spécificité majeure de l'acacia concerne plutôt sa phénologie foliaire asynchrone (feuillaison en août-septembre), plus que son feuillage persistant.

1.1.2 Perceptions de la dynamique des peuplements d'acacia

Une dynamique expansionniste grâce à une exploitation de bois moins intense

Dans la plaine d'*Ighuweln*, les agropasteurs constatent l'expansion des peuplements d'acacia. Un constat partagé par de nombreux observateurs de l'écosystème, au-delà de la plaine d'*Ighuweln* :

L'acacia il ne fait qu'augmenter. Bien qu'il y ait des voleurs, des charbonniers, grâce à Dieu il y a l'acacia. Même s'il n'y a pas de pluie pendant deux ou trois ans, l'acacia ne meurt pas. Même sans pluie pendant cinq ou six ans (un éleveur Ait Oussa, Avril 2014).

Ces propos témoignent de la résistance de l'acacia à l'aridité et de sa capacité à croître et à s'étendre dans des conditions hydriques peu favorables. Dans la plaine d'*Ighuweln*, cette dynamique expansionniste aurait débuté dans les années 1980. Les raisons évoquées par les populations locales et les forestiers locaux concernent surtout un changement des pratiques humaines.

Depuis 1980, l'exploitation de l'arbre pour son bois a fortement diminué. Entre 1950 et 1980, la sédentarisation des agropasteurs dans le village avait entraîné une exploitation accrue des ressources en bois. En effet, contrairement au mode de vie transhumant, le mode de vie sédentaire a concentré durablement cette exploitation autour d'un point fixe, le village, ce qui a conduit à la régression du couvert arboré environnant. Les besoins en bois de construction ont surtout impacté l'arganier – à partir duquel étaient obtenues les poutres pour les toitures (cf. 1.2.4 ci-après) –, mais la collecte du bois de chauffe a autant concerné les acacias que les arganiers. Par ailleurs, l'ouverture de pistes, l'arrivée des camions pour le transport et l'expansion de la ville de Guelmim ont contribué au développement d'une filière commerciale de charbon de bois. L'arganier et l'acacia ont tous deux été concernés. *Via* cette filière, les villageois ont trouvé du travail à une époque où peu d'alternatives existaient et où le charbon constituait la source principale d'énergie pour les urbains et les ruraux.

Cette époque se serait traduite par la quasi-disparition de l'arganier dans la plaine d'*Ighuweln* et par une forte régression des peuplements d'acacia. Depuis 1980 selon les agropasteurs, l'arrivée du gaz et des équipements domestiques associés a causé la régression de l'exploitation de bois. A l'heure actuelle, le gaz est une source d'énergie très abordable, notamment grâce aux subventions de l'Etat, et assure la majorité des besoins des ménages. Le charbon est réservé à quelques usages spécifiques ou occasionnels (cf. 1.2.4 ci-après). Les matériaux de construction traditionnels ont aussi été remplacés par des matériaux industriels, achetés en ville. Enfin, l'administration forestière a exercé un contrôle des coupes illicites qui a dissuadé les contrevenants, bien que ce dernier point soit souvent cité comme secondaire pour expliquer la régression de l'exploitation de bois. Selon les agropasteurs et les forestiers locaux, l'exploitation de bois ne constituerait plus, à ce jour, une menace pour les peuplements arborés d'*Ighuweln*.

L'influence du déclin de l'agriculture

Les agropasteurs expliquent aussi la régénération actuelle de l'acacia dans la plaine d'*Ighuweln* par un déclin des activités agricoles. Selon eux, la sédentarisation, l'exode rural et le désintérêt grandissant des jeunes pour les activités agropastorales ont induit une baisse du nombre d'éleveur et du nombre d'agriculteur. Les agriculteurs restants cultiveraient également leurs champs moins fréquemment, en raison de la faible rentabilité de l'agriculture. Par manque d'entretien, les champs s'embroussaillent progressivement et l'acacia s'installe durablement ; certains secteurs sont tout particulièrement concernés par cette forte dynamique régénérative. L'exode rural qu'a connu le village a plusieurs origines : à partir des années 1990, la politique menée au Sahara Occidental a incité les gens de la région à s'installer à Laâyoune ; d'autres ont émigré dans les villes de Guelmim, d'Agadir et plus au nord à la recherche de travail ; enfin, l'émigration à l'étranger a également constitué un vecteur important d'exode. D'autre part, la concurrence des grains venant d'ailleurs explique que les agriculteurs toujours « actifs » sont moins enclins à cultiver leurs champs. L'aléa climatique rend difficile toute prédiction de la production agricole et, face à l'achat de céréales dans les marchés urbains, le calcul économique est souvent défavorable à la céréaliculture locale. Finalement, la conjonction de l'ensemble de ces facteurs – substitution de la source d'énergie principale, exode rural, faible rentabilité de l'agriculture – participerait selon les agropasteurs au rétablissement et à l'expansion de l'acacia sur la plaine d'*Ighuweln*. Un diagnostic qu'ils généralisent volontiers à d'autres secteurs du Maroc saharien, où les dynamiques socioéconomiques des dernières décennies sont semblables.

Suite à la période d'intense exploitation des arbres, les villageois de Taidalt ont constaté un ensablement du village, et de certains secteurs de la plaine d'*Ighuweln*. Ils associent ce phénomène à la régression du couvert arboré, ce qui a entraîné chez certains une prise de conscience sur la nécessité de préserver l'acacia, comme le suggère la citation ci-dessous. S'il est difficile d'évaluer l'ampleur et les conséquences effectives de cette prise de conscience, cela a pu constituer un facteur supplémentaire à la reprise des acacias.

[Avant] les gens ils bougeaient beaucoup et le coupaient [l'acacia]. Et les grands, les gens les donnaient aux animaux. Maintenant non. Les gens ont un peu arrêté, Dieu soit loué. Même moi je coupais pour donner aux animaux, mais j'étais fou. Maintenant non, il n'y a plus de gens qui le coupent. Même les petits, si les gens ne cultivent pas, ils ne les enlèvent pas [...]. Parce que les jeunes ne veulent pas, ils sont davantage intéressés par d'autres travaux (un éleveur de Taidalt, Février 2014).

Charbonnage et pratiques pastorales, des menaces persistantes

Les agropasteurs considèrent que l'Homme constitue la principale menace pour les acacias, et incriminent plus particulièrement la production de charbon. A l'heure actuelle, cette dernière se concentre essentiellement dans la province d'Assa-Zag et dans les territoires plus au sud ; la plaine d'Ighuweln est peu concernée. Cette activité est principalement associée à des personnes qui n'ont pas d'autres sources de revenus. Les coupes de houppier pour alimenter le bétail sont également souvent évoquées comme néfastes (Figure 33). Pratiquées trop intensément, elles conduiraient à la mort de l'acacia. Enfin, les ânes errants – en particulier ceux venant de l'est (cf. citation ci-dessous) – seraient responsables de l'écorçage des arbres (Figure 33), lequel affaiblit l'arbre et, s'il est opéré sur l'ensemble de la circonférence du tronc, cause sa mort. La prédation de l'écorce par les ânes est par ailleurs accentuée par la sécheresse :

Les ânes, s'il y a la sécheresse ou bien si les nomades de l'Est arrivent. Ces derniers élèvent beaucoup d'ânes et là-bas, il y a beaucoup d'acacias. Leurs ânes ont l'habitude de manger l'écorce, parce que là-bas il n'y a que de l'acacia, il n'y a pas beaucoup de pérennes, comme remt [Hammada scoparia] ou mûlbeina [Launaea arborescens] [...]. Une fois un homme de l'Est est venu ici, il a tout laissé vide, tous les arbres étaient écorcés à L-khaba (un villageois de Taidalt, Août 2014).



Figure 33 : A gauche, acacia écorcé par un âne (Juin 2014) ; à droite, houppier endommagé suite au gaulage (Juin 2014). Photos : J. Blanco.

Au-delà des menaces anthropiques, les agropasteurs reconnaissent les sécheresses intenses comme une menace supplémentaire : la résistance de l'acacia n'est pas illimitée et, par ailleurs, la sécheresse a tendance à favoriser des pratiques pastorales nuisibles à l'acacia.

1.2. VALEUR CULTURELLE DE L'ARBRE AU DESERT

1.2.1 Répartition des savoirs au sein de la population et des espèces végétales

Article publié et présenté en Annexe 1.

Blanco, J. et S. M. Carrière. 2016. Sharing local ecological knowledge as a human adaptation strategy to arid environments: evidence from an ethnobotany survey in Morocco. *Journal of Arid Environments* 127:30-43.

La notion de valeur culturelle est comprise comme l'importance des fonctions qu'assurent une espèce donnée pour une culture donnée (Turner 1988). Cette notion est synonyme d'usages, lorsque ce terme est compris au sens large, c'est-à-dire englobant les usages tangibles (pour l'alimentation humaine et animale, pour la construction, pour la médecine locale, etc.) et intangibles (utilisation dans les mythes, les légendes, les croyances, etc.). Autrement dit, la valeur culturelle de l'acacia correspond à l'importance de l'ensemble des services écosystémiques rendus par cette espèce et conscientisés ou non par la population.

Des enquêtes ethnobotaniques ont été effectuées dans le village de Taidalt pour évaluer (1) la valeur culturelle des espèces végétales spontanées et (2) la répartition des savoirs locaux sur les ressources végétales au sein de la population et pour les différentes ethnoespèces²⁶ (cf. Annexe 5E). Des exercices de free-listing ont consisté à demander à 37 habitant(e)s du village (19 hommes et 18 femmes) d'énumérer, pendant une durée limitée à cinq minutes, les noms des ethnoespèces spontanées de leur territoire. A partir des listes obtenues, la valeur culturelle de chaque espèce a été calculée *via* l'indice de Smith (Smith et Borgatti 1997). Ce dernier attribue une plus grande valeur culturelle aux ethnoespèces les plus fréquemment citées et qui arrivent en tête de liste.

Un total de 164 ethnoespèces a été cité par les informateurs. Les familles les plus représentées étaient les Asteraceae (20 ethnoespèces), les Leguminosae (15 ethnoespèces) et les Amaranthaceae et les Brassicaceae (11 ethnoespèces chacune). En moyenne chaque individu citait 30,0 (\pm 9,2 SD) ethnoespèces. Sur l'ensemble des ethnoespèces, *V. raddiana* avait la valeur culturelle la plus élevée, suivie par l'arganier (Figure 34). La valeur culturelle se concentrait sur un nombre relativement limité d'espèces : seules 15 ethnoespèces ont été citées par plus de la moitié du groupe ; à l'inverse, plus de la moitié des ethnoespèces était évoquée par moins de 9% des informateurs et 45 ethnoespèces par seulement un informateur. De telles variations de l'importance selon les espèces sont une caractéristique que l'on retrouve dans de nombreuses sociétés (e.g. Begossi et al. 2002, Benz et al. 2000, Lawrence et al. 2005, Phillips et Gentry 1993).

²⁶ Une ethnoespèce correspond à une entité biologique reconnue par les informateurs locaux, et ne correspond pas forcément à une espèce selon la classification taxonomique (de Albuquerque et al. 2011).

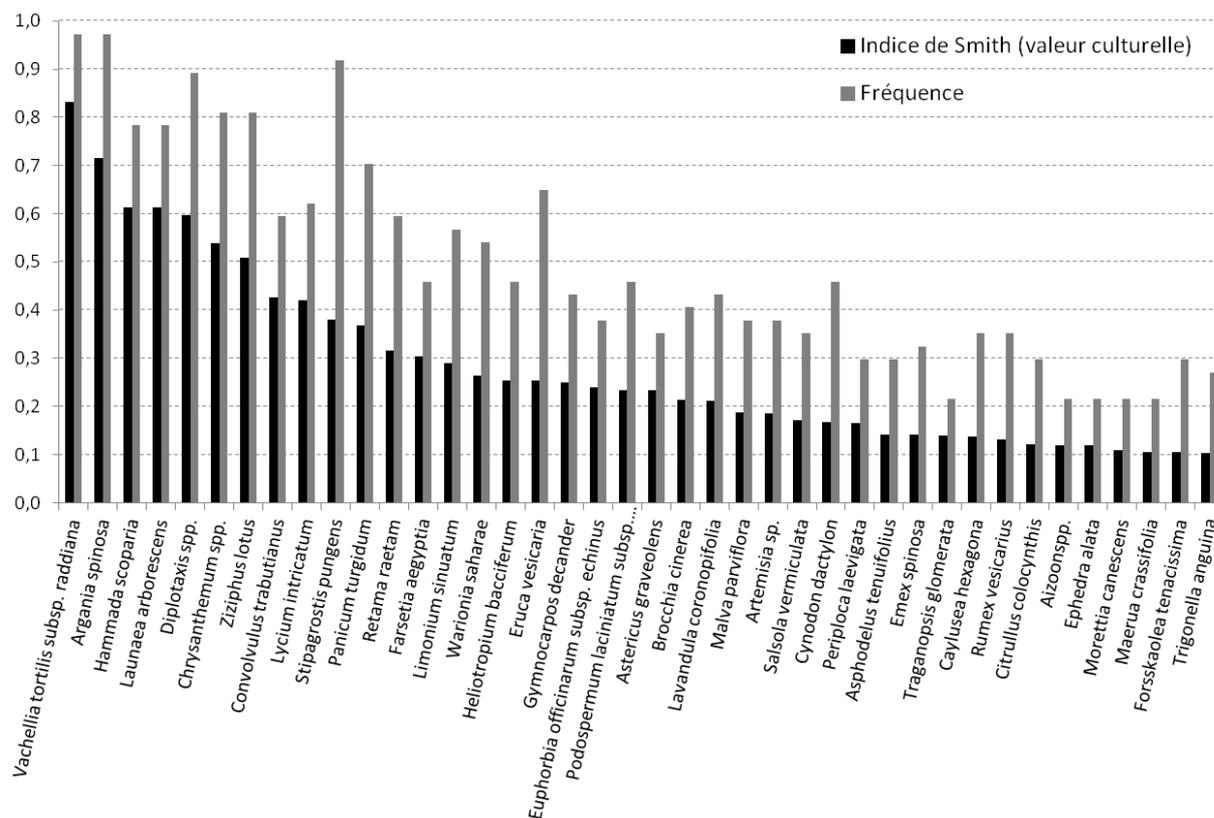


Figure 34 : Indice de valeur culturelle (indice de Smith) et fréquence de citation des 40 ethnospecies (par ordre d'indice de Smith) citées dans les free-listings des enquêtes ethnobotaniques menées auprès de 37 informateurs dans le village de Taidalt.

Soixante-huit ethnospecies étaient utilisées dans différents domaines de la vie quotidienne, en particulier dans la pharmacopée (Tableau 12). Le savoir des informateurs était relativement homogène au sein de la population : les hommes et les femmes citaient le même nombre d'espèces dans le temps imparti et aucune corrélation n'est ressortie entre le nombre d'espèces citées et l'âge des informateurs (test de Spearman ; $p=0,220$). Par ailleurs, la valeur culturelle des ethnospecies dépendait principalement du type d'usage et non du sexe ou de l'âge des informateurs (Figure 35).

Le savoir sur les espèces végétales différait néanmoins entre les personnes ayant connu un mode vie transhumant et les personnes ayant toujours vécu au village, de façon sédentaire (Figure 36). Ce résultat illustre le lien qu'il existe chez les sociétés humaines entre la préservation des activités de subsistance et le maintien des savoirs locaux qui sont mobilisés dans le cadre de ces activités (Galeano 2000). Par ailleurs, la transmission et l'utilisation des savoirs locaux requièrent un contact suffisant des gens avec l'environnement d'apprentissage auquel ces savoirs sont liés (Ohmagari et Berkes 1997). L'adoption d'un mode de vie sédentaire et le déclin des activités agropastorales évoqué par les informateurs semblent contribuer à une érosion des savoirs locaux dans le village de Taidalt.

Tableau 12 : Nombre d'ethnoespèces utilisées pour chaque catégorie d'usage et valeur d'usage correspondante

Catégorie d'usage	Nb d'ethnoespèces	Valeur d'usage
Médecine	40	76
- Gastro-intestinal	15	22
- Dermatologie	9	9
- Appareil respiratoire	4	5
- Gynécologie	2	2
- Syndromes culturels	3	5
- Douleurs et fièvre	3	3
- Fièvre	3	3
- Troubles squeletto-musculaires	5	7
- Ophtalmologie	1	1
- Urologie	3	3
- Morsures venimeuses	1	1
- Cardiovasculaire	5	5
- Autres/Non-classé	9	10
Technologie et artisanat	22	23
- Tannage des peaux	5	6
- Nettoyage des peaux	5	5
- Soins du cheveu	4	4
- Hygiène orale et corporelle	4	4
- Outils et ustensiles	3	3
- Nettoyage des textiles	1	1
Construction	6	6
- Clôtures	3	3
- Toitures	3	3
Comestible	21	21
- Casse-croûte	10	10
- Herbes	5	5
- Alimentation	4	4
- Autre	2	2
Total	68	126

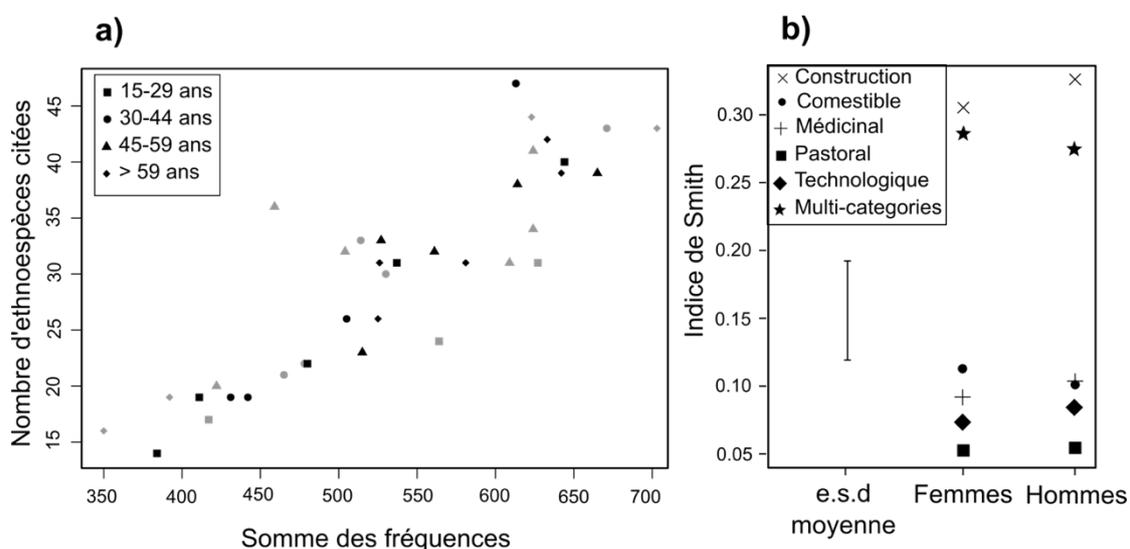


Figure 35 : a) Compétence des informateurs selon l'âge et le genre (en noir les hommes, en gris les femmes). L'axe des abscisses correspond à la somme des fréquences des ethnoespèces citées par chaque informateur. L'axe des ordonnées correspond au nombre d'ethnoespèces citées par chaque informateur. b) Indice de Smith moyen des ethnoespèces selon le type d'usage et le genre (d'après une analyse de variance de type ANOVA).

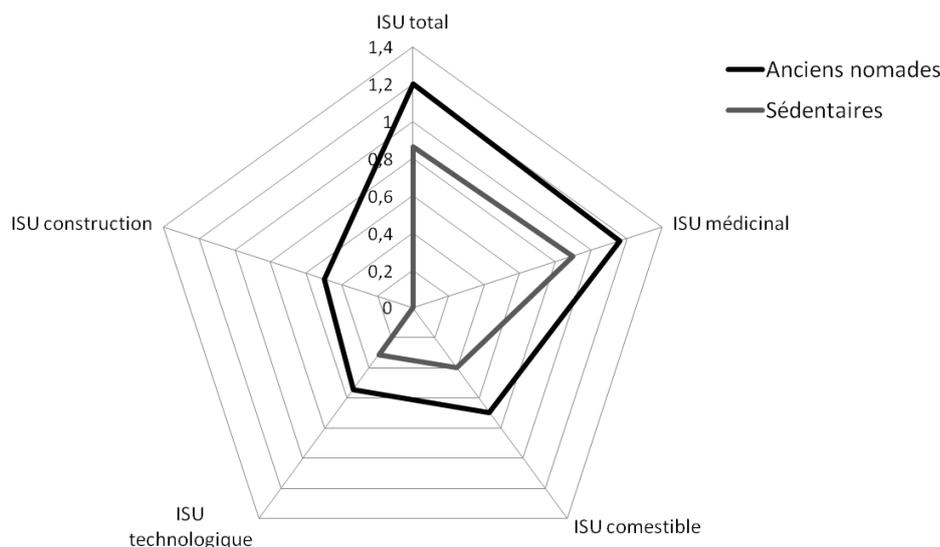


Figure 36 : Comparaison des savoirs d'usage (ISU : indice de savoir d'usage, cf. Annexe 1 pour la méthode) entre les anciens nomades (25 personnes) et les sédentaires (12 personnes).

Malgré ce phénomène, le savoir lié au monde végétal demeure fortement présent dans le village. La valeur culturelle des espèces dépend de leur abondance sur le territoire ainsi que des usages qui en sont faits (cf. Annexe 1). Autrement dit, si *V. raddiana* arrive en tête de toutes les autres espèces en termes de « notation » culturelle, c'est en raison de son abondance, de sa visibilité dans la plaine d'*Ighuweln* ainsi que des fonctions qu'elle y assure. Nous proposons ci-après de détailler la nature de ces fonctions et des pratiques qui leur sont liées à travers trois types d'usages : pastoral, médicinal et approvisionnement en bois.

1.2.2 *V. raddiana*, ressource pastorale de disette

L'importance de *V. raddiana* en tant que ressource pastorale est très largement reconnue dans l'ensemble du Sahara (cf. Chapitre 1). Aujourd'hui encore pour les agropasteurs du Maroc saharien, l'acacia conserve une fonction pastorale importante. Il fournit tout d'abord un fourrage foliaire appétant permanent, en particulier au début de l'automne où il entre en feuillaison alors que les pâturages sont relativement pauvres. Les caprins et les ovins se nourrissent de l'acacia et, les années particulièrement sèches, les bergers gaudent (*sûs*) les houppiers avec un long crochet en ferraille (*L-mokhtaf*) pour faire tomber les feuilles hautes au sol (Figure 37). Si cette pratique n'est pas considérée comme néfaste, celle qui consiste à couper des branches vertes du houppier (*gtah*) pour les animaux l'est davantage. Dans la plaine d'*Ighuweln*, cette dernière est cependant peu pratiquée à l'heure actuelle, d'après les inventaires effectués (Blanco et al. 2015 ; Annexe 2), et est réservée aux années les plus sèches. Le fourrage foliaire de l'acacia permet donc aux éleveurs de faire face à la période de disette pastorale de fin de saison sèche et de mieux résister aux sécheresses.

Les gousses d'acacia sont également connues pour leur valeur nutritive (Embaby et Rayan 2016) ; lorsqu'elles arrivent à maturité en mai-juin, les bergers modifient leurs itinéraires journaliers en fonction de la répartition spatiale de cette ressource (cf. Chapitre 3, p. 119). Là encore, ils utilisent un crochet pour faire tomber les gousses de la cime des arbres. Cette pratique est commune sur les acacias africains (Fagg et Stewart 1994). Les gousses peuvent également être stockées jusqu'en août

pour servir de complément fourrager, mais nous avons peu retrouvé cette pratique dans nos enquêtes.



Figure 37 : Gaulage de gousses de *V. raddiana* par un berger de la plaine d'Ighuweln pour son troupeau de chèvres (Juin 2013). Photo : J. Blanco.

En cas de sécheresse intense, les éleveurs utilisaient autrefois l'écorce, découpée en morceaux, pour éviter la mort des animaux. D'après nos enquêtes, il semble que cette pratique ait totalement disparu ; les éleveurs ont recours aujourd'hui aux compléments fourragers disponibles sur les marchés locaux et auprès des services d'agriculture et d'élevage, qui ont un programme de soutien des éleveurs en cas de sécheresse. En temps normal, les transhumants interrogés ne modifient pas leurs itinéraires de macro-mobilité pour rechercher l'acacia : ils se déplacent uniquement selon la disponibilité des plantes éphémères. En outre, s'ils ont le choix entre un faciès pastoral abondant en éphémères et un faciès associant peu d'éphémères et des acacias, ils se dirigent préférentiellement vers le premier. Ils privilégient aussi les éphémères par rapport aux gousses. L'acacia est donc une source pastorale secondaire mais cruciale en cas de sécheresse.

1.2.3 *V. raddiana*, plante médicinale complémentaire

En règle générale, les plantes sont centrales dans les pharmacopées traditionnelles des sociétés de par le monde (Aguilar-Støen et Moe 2006). En particulier, les vertus médicinales des acacias sont connues des sociétés humaines qui les côtoient (Sidiyene 1996), y compris au Maroc (Bellakhdar 1997). Ici, nous présentons les vertus et usages médicaux de *V. raddiana* tels qu'ils nous ont été rapportés par les habitants de Taidalt.

Douleurs d'estomac (*majbûn*)

Plusieurs plantes sont recommandées dans les douleurs d'estomac, causées par une alimentation trop copieuse ou trop riche en viande. Ces douleurs sont fréquentes durant l'été – qui correspond à la période des mariages – où l'on donne des repas très riches et quasi-exclusivement composés de viande. Les remèdes les plus courants contre les douleurs d'estomac utilisent l'écorce et les feuilles d'*Atîl* (*Maerua crassifolia*), ainsi que les feuilles et gousses d'acacia. La préparation consiste en une macération à boire de feuilles broyées (sèches ou vertes, selon la disponibilité) dans un verre d'eau sucrée. Il est également possible de manger les feuilles vertes telles quelles. Enfin, la dernière

alternative consiste à prendre oralement une poudre (*sfûf*, terme générique employé pour les poudres mono ou plurispécifiques et pour l'acte de les aspirer par la bouche) de feuilles séchées et broyées (parfois additionnées de sucre pour en réduire l'amertume). Les gosses sont préparées de la même manière après en avoir extrait les graines. Le meilleur *sfûf* serait composé de 101 plantes médicinales, et cumulerait les bienfaits de l'ensemble des plantes qui le compose.

Aguendi, maladie saharienne

La gomme d'acacia constitue un remède contre une maladie saharienne localement connue sous le nom d'*aguendi*. Cette dernière n'a pas d'équivalent biomédical distinct et serait causée par des facteurs environnementaux divers (Volpato et Waldstein 2014). A Taidalt, les informateurs disent qu'elle est causée par une consommation excessive d'aliments salés ou amers, ou par l'exposition à une odeur désagréable (de brûlé ou de fumier). Les symptômes sont également divers, mais on nous décrit *aguendi* comme une maladie qui « bouche/prend les cinq sens ». Selon les cas, la maladie se manifeste par des acouphènes, des œdèmes, ou encore par l'altération de l'olfaction. Volpato et Waldstein (2014) se sont spécifiquement intéressés à cette maladie chez des sahraouis du Sahara Occidental. Les auteurs confirment qu'*aguendi* serait principalement causée par la nourriture ou la boisson (nourriture ou eau salée, eau croupie, nourriture âcre ou amère, lait ayant un fort goût ou une forte odeur, nourriture brûlée) ainsi que par les odeurs désagréables. Selon la cause, les auteurs ont identifié plusieurs types de manifestation, dont le gonflement du cou, les brûlures d'estomac, les démangeaisons et les irruptions cutanées. L'explication physiologique d'*aguendi* serait qu'une consommation excessive de sel crée un déséquilibre physiologique à l'origine de symptômes variés. Selon la loi des opposés, les soigneurs locaux conseillent d'ingérer des aliments sucrés.

Tout comme dans l'étude de Volpato et Waldstein, la gomme d'acacia est le remède le plus utilisé contre *aguendi* sur notre site d'étude. Trois modes de préparation ont été évoqués par les habitants de Taidalt. Le premier consiste en la réduction de la gomme en poudre, prise en *sfûf*. Le second consiste à ajouter une pépite de gomme (d'environ un demi-centimètre) à même la théière lors de la préparation du thé. La gomme se dilue dans la décoction qui est bue par l'ensemble des personnes partageant la théière. Enfin, le troisième mode de préparation consiste à diluer une pépite de gomme dans un verre d'eau froide, dans lequel sont ajoutés du sucre et de la menthe (pour le goût). Il convient alors de remuer jusqu'à l'obtention d'une mousse avant de boire.

Cicatrisation des plaies

En cas de coupure ou de plaies ouvertes, des onguents à base de végétaux – appelés *takelkûlt* – existent pour éviter les infections et aider à la cicatrisation. Les onguents à base de *chîh* (*Artemisia* sp., Asteraceae) seraient les plus efficaces contre les infections. La gomme d'acacia est quant à elle recommandée pour la cicatrisation ; un parallèle symbolique entre cicatrisation des humains et cicatrisation de l'arbre est à la base de cette pratique. Les informateurs indiquent que la gomme est excrétée lorsqu'un organe ligneux de l'arbre est coupé ou entaillé, ce qu'ils considèrent comme un mécanisme de l'arbre pour protéger les tissus mis à nu et les faire cicatriser plus rapidement. Ce qui fonctionne pour l'arbre s'applique selon eux également aux humains.

La préparation de l'onguent à base de gomme d'acacia consiste à faire chauffer de l'eau dans laquelle la gomme est dissoute, puis à laquelle est ajoutée de la farine afin d'obtenir la consistance souhaitée. La pâte obtenue est alors appliquée sur la plaie avant de recouvrir d'un bandage. L'onguent doit être changé tous les jours jusqu'à ce que la cicatrisation soit jugée satisfaisante.

Médecine préventive

Les feuilles et la gomme d'acacia ne sont pas uniquement utilisées en médecine curative, mais également en prévention, pratique qui est souvent associée à un usage d'agrément. La gomme d'acacia est réputée pour son arôme et son caractère émulsifiant (Fagg et Stewart 1994) ; utilisée lors de la préparation du thé, elle apporte un goût particulier et permet d'obtenir une mousse généreuse, signe d'un thé bien préparé et propre. Ainsi, après un repas trop salé, il est courant de préparer un thé avec une pèpite de gomme d'acacia. C'est une manière de joindre l'utile à l'agréable.

Par ailleurs, certaines femmes donnent des feuilles vertes ou sèches d'acacia à leurs enfants, en cas de fortes chaleurs, ou lorsque ces derniers ont beaucoup mangé. Cette pratique repose sur un savoir à propos des bienfaits de ces feuilles pour le transit gastro-intestinal et contre la fièvre. Néanmoins pour cette dernière, aucune médication curative à base d'acacia n'est préconisée et des espèces dont l'action est plus forte sont privilégiées, notamment *Khzama* (*Lavandula angustifolia* subsp. *pyrenaica* (DC.) Guinea, Lamiaceae) ou *Yazîr* (*Rosmarinus officinalis* L., Lamiaceae). Les feuilles d'acacia ne sont pas considérées comme dangereuses en cas de surdosage : elles ont un effet relativement doux, apprécié en médecine préventive et pour les jeunes enfants.

Médecine vétérinaire

L'écorce d'acacia est préconisée en médecine vétérinaire pour soigner une affection du dromadaire appelée *L-khaïba* (litt. la mauvaise). Cette maladie consécutive à une insolation, empêche l'animal de se lever lors de trop fortes chaleurs. Les éleveurs préparent alors une décoction d'écorce préalablement broyée, qui est donnée à boire à l'animal malade.

Les plantes médicinales sont aujourd'hui un complément à la médecine allopathique. Les habitants de Taidalt sont dans une logique de diversification de leurs produits de santé (Matavele et Habib 2000). Chaque foyer dispose d'un petit échantillon de plantes médicinales et perpétue une pratique ancestrale au Maroc (Bellakhdar 1997). Sur 10 foyers du village, qui ont été enquêtés sur les plantes médicinales qu'ils détenaient au moment de l'enquête (cf. Annexe 5F), 42 plantes médicinales ont été recensées. Les plus fréquentes étaient l'armoise (*Artemisia* sp.), le thym (*Thymus* sp., Lamiaceae), le genévrier (*Juniperus phoenica*) et le cumin sauvage (*Ammodaucus leucotrichus* Coss., Apiaceae), présentes dans plus de cinq foyers. Sept foyers disposaient d'un *sfûf*, constitué d'un mélange d'espèces souvent inconnu des personnes, qui s'approvisionnent en majorité sur les marchés (Figure 38). Cette stratégie leur permet d'acquérir des plantes que l'on ne trouve pas et de s'épargner les difficultés liées à la collecte (faible abondance de la ressource, éloignement, etc.).

Lors de ces enquêtes, des produits issus de l'acacia étaient présents dans deux foyers seulement, sous forme de feuilles collectées sur un acacia spontané pour l'un, et sur l'acacia (transplanté) d'un jardin du village pour l'autre. Ainsi, l'acacia est au cœur d'une pharmacopée étendue – qui associe volontiers remèdes à base de plantes et remèdes allopathiques – dans laquelle il s'individualise surtout en tant que remède contre la maladie appelée *aguendi*.

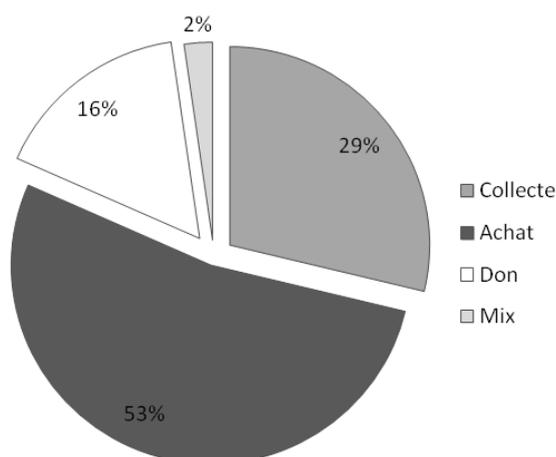


Figure 38 : Modes d'approvisionnement en plantes médicinales de 10 foyers du village de Taidalt.

1.2.4 V. raddiana, ressource en bois

L'exploitation de bois se divise en trois catégories, selon l'usage et la finalité auxquels le produit exploité est destiné : l'exploitation de bois de feu à usage domestique ; l'exploitation de bois pour la production de charbon ; et enfin l'exploitation de bois de construction.

Exploitation de bois de feu à usage domestique

Dans les villages, le bois de feu à usage domestique est utilisé quasi-exclusivement pour la préparation du pain au four traditionnel. L'accès au gaz et à l'électroménager adapté à cette énergie permet aujourd'hui à tous les foyers de Taidalt – à quelques exceptions près – de s'affranchir de la corvée de bois :

Avant, on n'utilisait que le feu, avec l'arganier, le jujubier, avec ce qu'il y avait. Aujourd'hui, on utilise seulement le gaz. On n'utilise pas le bois mais le charbon si, pour le thé seulement (un villageois de Taidalt, Août 2014).

A notre connaissance, seule une famille du village (particulièrement pauvre) utilise quotidiennement le bois pour cuisiner lorsqu'elle ne peut se réapprovisionner en gaz. Mais pour la grande majorité des foyers, l'utilisation du bois est occasionnelle et réservée à des préparations culinaires particulières. L'essentiel du bois de chauffe est récolté par les familles nomades, à l'extérieur des villages. Ces dernières sont également toutes équipées du gaz et d'un réchaud ; seule la cuisson du pain quotidien et de certains mets (type couscous) se fait au feu de bois. Le bois est également utilisé comme combustible par les agropasteurs travaillant aux champs ou conduisant les troupeaux, pour la préparation du thé.

La récolte de bois de chauffe concerne potentiellement toutes les espèces ligneuses, mais certaines sont davantage appréciées que d'autres, comme cela a aussi été observé ailleurs (Fagg et Stewart 1994). Le meilleur combustible est fourni par l'arganier ; l'acacia arrive en seconde place. La récolte est généralement assurée par les femmes. Un villageois nous explique ainsi que lorsqu'il est au village, il n'utilise pas de bois, car sa femme ne veut pas aller le collecter. Au-delà, les mœurs locales n'autorisent pas une femme mariée de sortir seule du village ; or aujourd'hui il est difficile de trouver des accompagnatrices, vu que les foyers utilisent le gaz. Le bois utilisé sur place par les

agropasteurs pour la préparation du thé ou d'un repas est récolté parmi le bois sec des ligneux des alentours, bois gisant ou issu des branches mortes. L'exploitation de bois vert semble marginale dans la plaine d'*Ighuweln*, tant la quantité de bois sec est importante (la partie inférieure des houppiers d'acacia est généralement composée de branches sèches facilement récoltables). En outre, les racines d'arbres morts permettent de collecter du gros bois au moyen d'un bâton de berger (Figure 39) ; ces collectes opportunistes servent à répondre aux besoins ponctuels en bois des foyers.



Figure 39 : Récolte d'une souche de *V. raddiana* par un berger sédentaire à l'aide de son bâton ; le bois est destiné à la cuisson du pain au four traditionnel au village (06/2013). Photos : J. Blanco.

Les transhumants récoltent du bois de manière plus systématique. Dans chaque famille, une ou deux femmes partent dans ce but ou récoltent le bois lorsqu'elles conduisent le troupeau. Le bois sec est là encore préféré au bois vert, même si ce dernier est parfois exploité en cas de besoin.

D'après les informateurs rencontrés, y compris les agents forestiers locaux (cf. Chapitre 3, p. 104), les pratiques d'exploitation de bois dans un cadre domestique ne menacent pas les peuplements d'acacia et ne sont pas incompatibles avec leur préservation. Par contre, l'exploitation à finalité commerciale pour la vente de charbon de bois est source de davantage d'inquiétudes.

Le charbonnage

Contrairement à l'exploitation de bois à usage domestique, la production de charbon sert à satisfaire une demande émanant des centres urbains et des villages. Le charbon de bois est en effet quotidiennement utilisé par les sédentaires qui soit n'ont pas accès aux zones boisées, soit ne veulent pas effectuer le travail de collecte. Le charbon est utilisé par les sahraouis pour la préparation du thé : il permet un processus de décoction plus long que le gaz et contribue à la qualité de la préparation. Par ailleurs, comme le thé est préparé dans les pièces des maisons, il convient d'utiliser un charbon qui génère peu d'odeur et de fumée (*i.e.* charbon d'arganier ou d'acacia). Ces préférences empêcheraient l'adoption de charbons alternatifs (de bois d'eucalyptus notamment), d'après un des ingénieurs forestiers rencontrés.

Le charbonnage n'est ni très répandu ni très intense dans la plaine d'*Ighuweln*, contrairement aux zones limitrophes à l'Algérie et à la Mauritanie (cf. Chapitre 7, p. 238). Ainsi, seuls deux charbonniers ont été identifiés dans le village de Taidalt – aucun à El Borj – dont un seul était actif au moment de nos enquêtes. L'un comme l'autre exerçaient surtout cette activité durant les périodes où ils n'avaient pas d'emploi ni d'autres sources de revenus. Il est donc difficile d'estimer les

quantités de charbon produit ou d'arbres abattus compte-tenu de la variabilité de cette activité²⁷. L'impact de cette activité a pu être appréhendé pour partie au moyen d'inventaires et de mesures dans les peuplements arborés (Blanco et al. 2015 ; Annexe 2).



Figure 40 : Les moyens utilisés par un charbonnier de Taidalt : une hache (à gauche) et une charrette (à droite) (Juin 2013). Photos : J. Blanco.

La pratique du charbonnage dans la plaine d'*Ighuweln* est artisanale (arbres coupés à la hache, bois transporté en charrette, Figure 40). Le charbonnier choisit plutôt des arbres situés en dehors des zones d'épandage afin d'éviter les conflits avec les propriétaires. Il se concentre par ailleurs sur les arbres qu'il juge en mauvaise santé, c'est-à-dire ceux dont une partie du houppier ou des tissus ligneux sont secs. Le plus souvent il abat l'arbre entier (Figure 41) – soit entre 4 et 5 arbres par journée de travail – et effectue la carbonisation dans une petite fosse (*L-cûcha*, Figure 42). Les sacs sont vendus au village de Taidalt entre 110 et 150 DH.



Figure 41 : Résultats de coupes de charbonnage selon que l'arbre soit abattu entièrement (à gauche) ou que seulement une cépée soit exploitée (à droite) (Juin 2013). Photos : J. Blanco.

Les charbonniers de Taidalt ne couvrent pas l'ensemble des besoins en charbon du village. Les habitants se fournissent ainsi essentiellement auprès de trafiquants qui sillonnent la région et dont le charbon provient des secteurs plus méridionaux. En raison de son caractère artisanal et intermittent, le charbonnage dans la plaine d'*Ighuweln* ne constitue pas non plus une préoccupation majeure pour les services forestiers.

²⁷ Par ailleurs, comme nous le verrons dans le Chapitre 7, le charbonnage est une activité illégale. L'accès aux charbonniers – qui agissent avec discrétion – et à une information précise est donc particulièrement complexe.



Figure 42 : Phase de préparation de la charbonnière (Juin 2013). Photo : J. Blanco.

Le bois de construction et d'artisanat

Le bois d'acacia est peu utilisé en construction car jugé fragile et sensible aux insectes, contrairement à celui d'arganier. Dans les constructions traditionnelles, les toits sont composés de trois espèces : la charpente est en arganier, recouverte de rameaux de *rtem* (*Retama raetam*) et de tiges de *şbaţ* (*Stipagrostis pungens* (Desf.) De Winter, Poaceae). Les portes sont quant à elles en bois de palmier, entouré d'un cadre d'acacia. Dans les habitations actuelles, les poutres sont des rondins d'eucalyptus achetés en ville qui ont permis un agrandissement de la largeur des pièces. Parfois, les toitures sont en béton, considéré comme plus durable et demandant moins d'entretien que le bois. En outre, les portes en métal ont remplacé celles en bois. La substitution des matériaux locaux par des matériaux importés daterait d'il y a 30 à 40 ans. Elle est explicable par la qualité des troncs des arbres locaux, courts et difformes – ce qui limitait la largeur des pièces – et par la faible densité du couvert arboré – ce qui limitait les quantités de bois disponibles. Le même processus de substitution s'est opéré dans l'artisanat : les cordes, les ustensiles de cuisine, ou encore les nattes sont achetés en ville. De nombreux usages de l'acacia (Bernus, 1979) ont ainsi été remplacés. Seule la mémoire collective semble conserver le souvenir de ces usages du passé. Il semble que la raison principale de l'adoption d'outils et ustensiles industriels vienne d'un calcul économique. Ces produits sont en effet facilement accessibles dans les villes, à un coût jugé modique ; en comparaison, l'artisanat demande une forte charge de travail entre la récolte de la matière première et la confection.

2. Gestion paysanne de *V. raddiana* dans la plaine d'Ighuweln

Les dispositions techniques de l'exploitation des acacias ont été présentées dans la première partie de ce chapitre. Ici, l'attention est portée (1) sur les dispositions sociales – à travers l'analyse des règles et des institutions participant à la régulation de l'exploitation et des usages des acacias ; (2) sur les fonctions assurées par les acacias dans les différents modes d'occupation du sol (agropastoral et pastoral) et (3) sur la façon dont ces fonctions sont attribuées à l'arbre par les agropasteurs.

2.1. REGLES ET INSTITUTIONS DE GESTION DE L'ACACIA

2.1.1 La maîtrise foncière des acacias

Le cadre d'analyse des maîtrises foncières (cf. Chapitre 3, p 94) a de nouveau été mobilisé pour comprendre les règles de régulation de l'exploitation et des usages de l'acacia, *i.e.* l'organisation des droits et ayants-droit. Le système de droits actuellement en vigueur dans la plaine d'Ighuweln (droits *de facto*) résulte d'une hybridation entre les droits coutumiers et la loi forestière. L'application stricte de la législation régaliennne s'avère en effet impossible, en raison de son caractère trop coercitif et des faibles moyens de contrôle (cf. Chapitre 7). Par conséquent, les règles coutumières de gestion se maintiennent, phénomène que l'on retrouve ailleurs au Maroc (Genin et Simenel 2011). Les maîtrises foncières liées à l'acacia ont été résumées dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Matrice des maîtrises foncières pour les acacias de la plaine d'Ighuweln (les astérisques signalent une maîtrise qui varie selon le régime foncier du sol)

	Indifférenciée <i>Droit d'accès</i>	Prioritaire <i>Droit de soustraire</i>	Spécialisée <i>Droit de gestion</i>	Exclusive <i>Droit d'exclusion</i>	Absolue <i>Droit d'aliénation</i>
Public <i>Groupes sociaux indéfinis</i>		Pâturage Feuilles et gousse Gomme Branches sèches Bois vert*			
Externe <i>Groupe tribal</i>					Abattage* (si mort)
Interne-externe <i>2 groupes en alliance</i>					
Interne <i>Lignage</i>				Bois vert*	Abattage* (mort ou vif)
Privé <i>Famille / individu</i>				Bois vert*	Abattage* (mort ou vif)

Dans cette matrice se retrouvent certaines règles analysées au Chapitre 3. Les ressources pastorales produites par l'acacia font l'objet d'une maîtrise prioritaire à cogestion publique ; les groupes sociaux ayant accès aux parcours de la plaine d'Ighuweln peuvent user des acacias, selon le principe d'usage non-destructif et dans le cadre de leur subsistance et de celle de leurs animaux. Ces usages comprennent plusieurs ressources et plusieurs modes d'exploitation, dont :

- le broutage des feuilles, fleurs et gousses d'acacia directement par les animaux ;
- le gaulage de feuilles, fleurs et gousses à destination des animaux ;
- l'étêtage d'une partie du houppier à destination des animaux ;
- la collecte de bois mort gisant dans le cadre d'un usage domestique ;
- la coupe de branches sèches dans le cadre d'un usage domestique.

La collecte de gomme est régie selon le même type de maîtrise. L'ensemble de ces droits est valable indépendamment du régime foncier du sol où l'acacia se situe, autrement dit il concerne tous les acacias du territoire. A l'inverse, la coupe de bois vert et l'abattage dépendent du droit du sol. Dans les terres collectives, la coupe de branches vertes est autorisée pour les groupes ayant accès

aux parcours. Par contre, dans les terrains *melk*, ce droit est réservé au propriétaire (défini par un lignage, une famille ou un individu), même si une certaine tolérance est observée lorsque l'intégrité de l'arbre a été préservée. L'abattage des arbres vivants est quant à lui prohibé, sauf pour le propriétaire du terrain. L'abattage d'un arbre mort, autrement dit son appropriation, est également réservé au propriétaire du terrain. Dans le cas d'un *melk* individuel, cela semble trivial. Dans les *melk* indivis ou dans les terrains collectifs, le principe du premier arrivant est suivi parmi les groupes légitimes. Dans les *melk* indivis, ce sont les différents ayants-droit du terrain ; dans les terrains collectifs, ce sont tous les membres de la tribu. L'appropriation peut alors s'afficher par un signe reconnu de tous tel qu'un empilement de pierres auprès de l'arbre ; ce dernier signale qu'une personne a déjà repéré l'arbre et souhaite l'abattre.

Il convient aussi de s'interroger sur la façon dont ces règles sont mises en œuvre, c'est-à-dire sur les institutions garantissant leur application et leur respect par tous.

2.1.2 Institutions de régulation des usages

Il est possible de distinguer des institutions formelles et informelles garantes du respect des règles définies précédemment. Si les premières sont relativement aisées à identifier, elles restent marginalement appliquées dans la plaine d'*Ighuweln*. Nous les présenterons après les institutions informelles qui, selon nous et même si elles revêtent un caractère moins tangible, incitent plus profondément les usagers à une exploitation raisonnée (ou respectueuse des règles) de l'acacia.

Institutions informelles de régulation

L'interdiction d'abattage des arbres vivants dans la plaine d'*Ighuweln* se retrouve chez les bédouins des déserts du Néguev et du Sinaï (Fagg et Stewart 1994, Andersen et al. 2014). Dans ces environnements arides où les ressources végétales sont limitées, l'arbre représente d'abord une source importante de fourrage, et par là un soutien essentiel de l'activité de subsistance principale des populations. Dans une certaine mesure, la valeur fourragère de l'acacia dissuade de fait les agropasteurs de le couper intégralement :

Si aujourd'hui je coupe un acacia et que demain arrive un dromadaire ou une chèvre, que va-t-il manger ? (Jeune berger, Ait Brahim, le 24/02/2014).

Au-delà de son seul intérêt pastoral, l'acacia participe à l'économie et à la subsistance des populations à travers des services écosystémiques d'approvisionnement (cf. 1.2 ci-avant) mais également des services de régulation, dont la lutte contre l'ensablement et la protection des sols. Les villageois sont conscients de ces bienfaits et associent les problèmes d'ensablement de Taidalt avec la régression des peuplements arborés. Certains qualifient ainsi l'acacia de sacré (*L-moqades*), ce qui les incite à une exploitation ne menaçant pas la conservation de cet arbre.

Parallèlement à ces raisons utilitaristes, les agropasteurs sahariens évoquent aussi un tabou religieux. Selon eux, l'Islam interdirait la coupe d'arbres vivants, en particulier à des fins marchandes. Cet interdit est associé à un proverbe local, qui dit que « celui qui vit de l'exploitation de l'arbre trouvera toujours ses poches vides ». Autrement dit, si lucrative qu'elle soit, la coupe d'arbre (qui est un bien issu de la nature et donc qui appartient à tous) ne permet pas un enrichissement personnel ; la personne n'attire pas la « baraka » (chance). Au contraire, le coupeur d'arbres perd sa place au royaume des Cieux et est envahi par un conflit intérieur qu'il calme par des dépenses frivoles. Erigée en tabou religieux, la coupe d'arbres est dénigrée par la société ; dans le village de Taidalt, le

charbonnier apparaît comme un paria. Si les règles de bienséance ne permettent pas son exclusion ou sa dénonciation, il est stigmatisé. En vivant d'une activité illégitime, condamnée par les bienpensants et la religion locale, le charbonnier devient un marginal, voire un malfrat. Ce processus d'exclusion le dissuade de s'engager dans cette activité, vers laquelle il se dirige faute d'alternatives.

Enfin, l'exploitation des ressources végétales est régie selon un principe d'usage non-destructif (Andersen et al. 2014) qui offre en contrepartie l'accès aux territoires à des groupes sociaux voisins. En respectant les règles d'usage des ressources « en bon père de famille », les individus assurent le maintien de leur droit d'accès aux parcours. Une exploitation des arbres non conforme aux normes peut en effet constituer un motif d'exclusion, ce qui met en péril la subsistance des individus. Ainsi, le non respect des règles d'usage des ressources va à l'encontre des intérêts individuels : chacun est enjoint de faire preuve de bon sens (Carrière 2003) dans l'exploitation qu'il fait des ressources.

Ces principes généraux soulèvent la question de leur application et de la sanction des contrevenants. Dans la plaine d'*Ighuweln*, aucun conflit lié à l'exploitation des ressources végétales n'a été évoqué de mémoire d'Homme. Malgré certains comportements déviants, aucune action collective punitive ou coercitive n'a été observée. Au contraire, il y a une certaine tolérance. Plusieurs agriculteurs nous ont dit ne pas engager d'action s'ils trouvaient un acacia abattu, même si cela était interdit et qu'ils regrettaient de tels abus. D'après nos observations, les pratiques « illégales » sont marginales et n'induisent pas un problème environnemental significatif qui justifierait une action collective ou individuelle. La question des modalités et de l'efficacité de ces actions reste donc ouverte lorsque les abus aboutissent à un problème reconnu par le groupe.

Institutions formelles de régulation

Des institutions formelles de régulation de l'exploitation des arbres existent aussi ; ces dernières sont des institutions relativement récentes qui prennent forme à travers les services forestiers d'une part, et les associations d'autre part.

Malgré une loi forestière difficile à appliquer en raison de sa rigidité (cf. Chapitre 7), l'administration forestière (qui dispose d'une antenne provinciale dans la ville de Guelmim) exerce son influence sur la plaine d'*Ighuweln* et sur le rapport qu'entretiennent les agropasteurs avec le monde végétal. Les maîtrises foncières de l'acacia – qui interdisent notamment l'abattage d'arbres vivants (Tableau 13) – ont sans doute été influencées par la législation forestière marocaine. Les agents forestiers locaux exercent par ailleurs des contrôles sur leur territoire d'action et sont habilités à dresser des procès verbaux et des contraventions, et à traduire les contrevenants en justice en cas de récidive. Les institutions régaliennes veillent ainsi à la mise en application du régime forestier. Elles peuvent être sollicitées par les agropasteurs eux-mêmes, ce qui explique que le charbonnier préfère travailler hors des zones d'épandages, là où les terrains et les acacias ne sont pas appropriés par un individu ou un groupe précis. Malgré des mœurs peu favorables à la délation (cf. Chapitre 7) et la tolérance évoquée précédemment, un tel système a un rôle dissuasif pour la majorité. Le système de sanction apparaît aujourd'hui comme le « bras armé » de l'application des règles d'usage coutumières. Autrement dit, faute d'une application stricte du code forestier, la gestion et l'exploitation des ressources arborées s'opèrent dans un cadre défini essentiellement par les règles coutumières. En cas de non respect de la règle, les sanctions sont déléguées aux institutions régaliennes, faute d'institutions coutumières efficaces pour appliquer la sanction.

L'effacement – ou l'incorporation – des institutions coutumières dans les institutions formelles se traduit en outre au Maroc par la création d'associations. Ces dernières témoignent en

effet des dynamiques rurales et d'une réorganisation de la vie politique au sein des tribus (Aubert et Saidi 2008). Sur la plaine d'*Ighuweln*, il existe une association de protection de l'environnement, des arbres, et de développement agricole. Ses membres disposent d'une carte qui leur permet de légitimer leurs actions de contrôle. Le président est un éleveur transhumant de la tribu des Ait Brahim. Rencontré en 2014, il se souvient du dernier contrevenant qu'il a rappelé à l'ordre dans la plaine d'*Ighuweln*, pour coupe de bois, en 2010. Ce souvenir confirme d'abord le faible nombre des abus de coupe. A moins qu'il n'illustre à l'inverse la faible efficacité de l'association en termes de contrôle et de protection des arbres ? Toujours est-il que l'association joue un rôle d'intermédiaire entre les populations locales et l'administration forestière. Elle donne en effet une légitimité à ses membres pour faire respecter les règles coutumières. La plupart du temps, un simple rappel à l'ordre suffit à dissuader les contrevenants ; pour les plus réticents, l'association fait appel au pouvoir de coercition du forestier, avec lequel elle est en contact direct.

L'analyse des maîtrises foncières révèle donc que les usages non-destructifs des acacias sont virtuellement collectifs ; à l'inverse, les pratiques qui impliquent une appropriation durable de l'arbre par un individu ou un groupe, et donc une exclusion du reste du groupe ou des autres groupes, sont soumises à des règles plus strictes. Finalement, les acacias appartiennent au(x) propriétaire(s) de la terre sur laquelle ils se trouvent, mais ce(s) dernier(s) n'a(ont) pas l'exclusivité des droits d'usage pour autant, ce qui est courant en Afrique (*e.g.* Bruce et al. 1993). Ce système de régimes fonciers multiples selon la ressource et son utilisation permet de concilier la satisfaction des besoins humains et la conservation des acacias, et permet d'éviter la configuration décrite par Hardin (1968) dans sa « tragédie des communs ». Son application actuelle est garantie par des institutions formelles et informelles qui se complètent, plutôt qu'elles ne s'opposent. Les agropasteurs ont ainsi adapté et transformé leurs institutions coutumières d'organisation du collectif en les incorporant dans les outils « modernes ». En parallèle, les forestiers n'appliquent pas rigoureusement le code forestier (cf. Chapitre 7) et, ce faisant, laissent une certaine place à un partenariat avec la population. Ils deviennent ainsi l'organe de sanction lorsque la négociation interne échoue. Le système de contrôle actuel repose donc sur quatre composantes complémentaires (Bruce et al. 1993) :

- composante pragmatique, basée sur la conservation des services d'approvisionnement et de régulation ;
- composante sacrée, basée sur les croyances coutumières et religieuses ;
- composante de contrat civique, régulant les comportements quotidiens et égoïstes ; et
- composante émergente, constituée des règles et institutions « nouvelles ».

2.2. REPARTITION ET FONCTIONS DES ACACIAS DANS LA PLAINE D'IGHUWELN

Dans les paysages culturels, les arbres ont des fonctions particulières et sont façonnés en ce sens par les paysans (Genin et Simenel 2011). Si les acacias assurent des fonctions multiples, cela va-t-il de pair avec un façonnage différentiel des arbres et des peuplements dans la plaine d'*Ighuweln* ? Par ailleurs, sur quels paramètres de peuplement ce façonnage influe-t-il ? Pour répondre à ces questions, il convient d'abord de comprendre précisément les fonctions qu'assurent les acacias dans le paysage agropastoral d'*Ighuweln* et les pratiques paysannes qui garantissent ces fonctions. C'est l'objectif de cette partie. L'influence des pratiques sur les paramètres des peuplements sera étudiée plus précisément dans la PARTIE III ; nous n'en fournirons ici que quelques éléments préliminaires.

2.2.1 Répartition spatiale des acacias dans la plaine d'Ighuweln

Les acacias se rencontrent dans la plaine d'Ighuweln aussi bien dans les zones pastorales qu'agropastorales ; il n'y a en ce sens pas de séparation entre espace forestier, espace pastoral et espace agricole (Figure 43). Au contraire, ces trois espaces se superposent dans le territoire selon la disponibilité de la ressource en eau. Ainsi, les acacias côtoient les activités humaines ; ils sont présents dans les champs et dans les parcours.

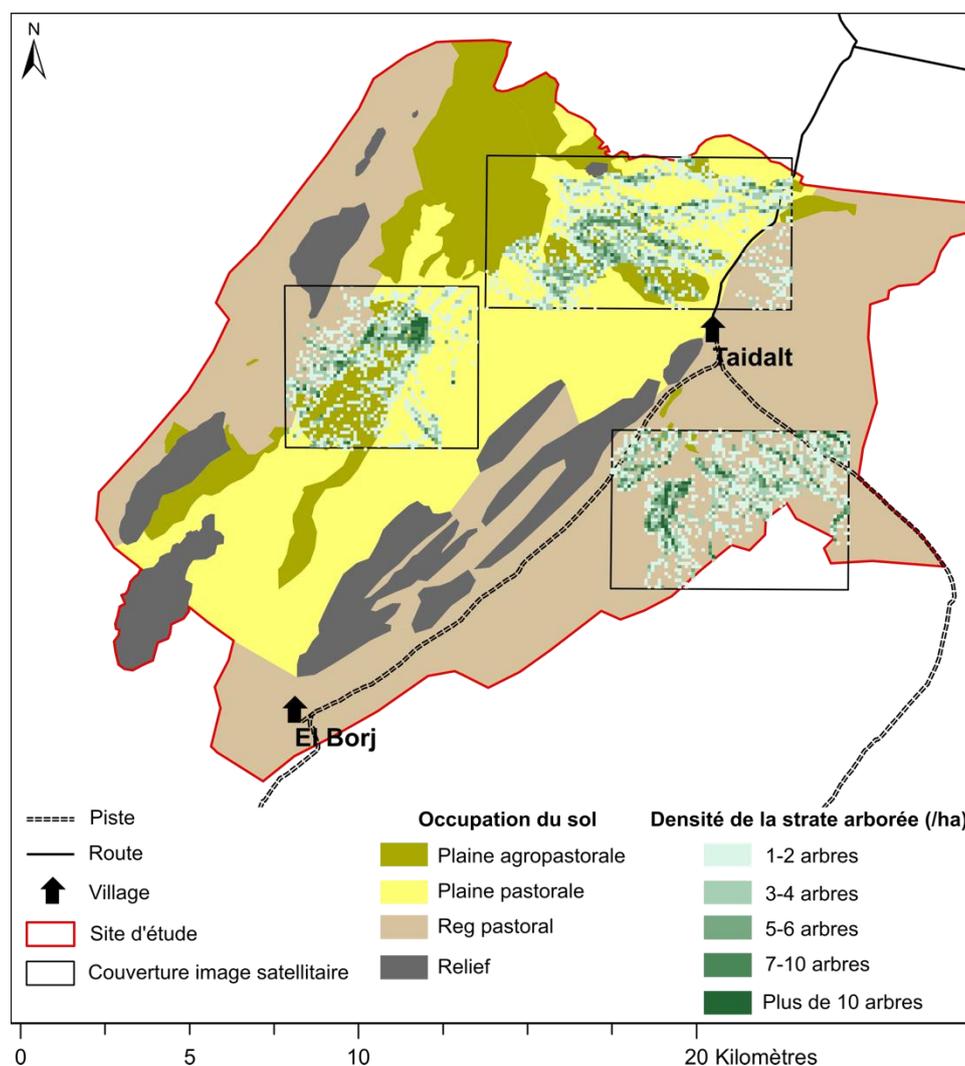


Figure 43 : Carte de densité en arbres dans la plaine d'Ighuweln établie par télédétection à partir de trois images satellitaires.

La Figure 43 suggère la présence dans les zones agricoles de parcs à acacias, tels qu'il en existe en Afrique sahélienne et sub-saharienne. Les parcs agroforestiers, ou parcs cultivés, désignent en effet les espaces des campagnes semi-arides et semi-humides d'Afrique de l'Ouest où les arbres socioéconomiquement importants sont conservés de manière clairsemée dans les champs et les jachères (Poudyal 2011). Le paysan africain conserve ainsi l'arbre dans son champ pour les services écosystémiques qu'il produit et gère son capital arboré pour minimiser les interactions négatives avec les cultures (Bayala et al. 2014) et pour valoriser les espèces à plus forte valeur socioéconomique et culturelle (Carrière 2003, Poudyal 2011). Dans la plaine d'Ighuweln, quelle

gestion de l'arbre est-elle appliquée dans les zones agropastorales ? En quoi celle-ci diffère-t-elle de la gestion des acacias dans les zones exclusivement pastorales ?

2.2.2 L'acacia des champs

Un arbre gênant pour les activités agricoles

Les acacias des champs représentent une gêne pour les agriculteurs, particulièrement lors de la réalisation des travaux agricoles et pour la productivité des champs. Les petits acacias entravent le passage des engins agricoles (tracteur et moissonneuse-batteuse), qui contournent les arbres de plus de 1,5 m de haut et roulent sur les arbres plus petits après avoir levé la herse de disquage, ce qui ralentit le travail. Ces manœuvres induisent un coût supplémentaire pour le propriétaire qui paie le tracteur selon le temps passé dans la parcelle. En cas de moisson mécanisée, les petits acacias cachés par les céréales posent aussi problème : les propriétaires sont tenus de les arracher avant le passage de la moissonneuse. Par ailleurs, les acacias à port broussailleux réduisent la surface agricole utile, *via* l'emprise spatiale qu'ils occupent. Un phénomène qui est amplifié par la tendance à l'accumulation de sable à leur pied (Figure 44). Les acacias à port arboré gênent moins les machines, qui passent sous les houppiers lorsque l'arbre est suffisant grand (Figure 44). Néanmoins, dans ce cas, c'est leur ombrage qui réduit fortement la productivité des céréales sous la couronne : les agriculteurs considèrent qu'ils empêchent la formation des grains ; seules les parties végétatives (les pailles) sont utilisables. En outre, ces acacias constituent un habitat de choix pour les petits ravageurs granivores des champs, dont les oiseaux et les rongeurs.



Figure 44 : A gauche, bosquet d'acacia buissonnant au milieu d'un champ de maïs (Mai 2013) ; à droite, acacia à port arboré qui a été contourné lors du disquage du champ (Février 2014). Photos : J. Blanco.

Pour toutes ces raisons, les agriculteurs préconisent d'enlever le surplus de petits acacias des champs ; un champ bien entretenu et utilisé fréquemment est un champ sans petits acacias :

Si l'acacia est grand on ne peut pas l'enlever. Mais s'il est petit, on l'enlève. Et les champs maintenant, pourquoi ils ont des acacias ? Pourquoi les champs contiennent des petits acacias ? Parce que personne n'a cultivé : 2011 pas de cultures, 2012 pas de cultures. Quand il y a deux années sans culture, l'acacia pousse. Si on cultive, le tracteur les tue, ceux qui sont petits (un villageois de Taidalt, entretien mené en Mai 2013).

Les agriculteurs enlèvent rarement les grands acacias (dès 1,5 m de hauteur), principalement pour des raisons de pénibilité de la tâche mais aussi parce que cela pourrait créer des problèmes

avec les services forestiers, même si cette dernière justification demeure marginale. Par ailleurs, la régulation de la population de petits acacias se fait principalement de manière indirecte lors des travaux agricoles. Durant les périodes trop sèches pour les activités agricoles, les agriculteurs n'investissent pas de travail dans l'entretien des parcelles, surtout dans les tâches liées à la maîtrise de l'embroussaillage. Ainsi, ces périodes de jachère imposée sont propices à l'installation et au développement des acacias. Ce laps de temps est parfois suffisant pour qu'un acacia atteigne la taille limite pour être enlevé ; il contribue alors au renouvellement de la strate arborée. Mais ce renouvellement est également favorisé par les agriculteurs, qui au-delà des contraintes d'ordre technico-agronomique, trouvent en l'acacia de multiples avantages, comme nous allons le voir.

Un arbre allié de l'agriculteur

Lorsqu'ils adoptent un port arboré, les acacias sont particulièrement appréciés pour leur ombrage. Dans cette vaste plaine surchauffée, les arbres sont en effet la seule source d'ombre, dont profitent Hommes et animaux. Les agriculteurs maintiennent ainsi les acacias, sous lesquels ils se reposent et se restaurent lors des travaux agricoles ; ces îlots de « fraîcheur » sont particulièrement utiles pendant la période des moissons (mai-juin) où la température dépasse souvent les 40°C. Lorsqu'ils adoptent un port broussaillieux, les acacias sont des remparts contre les vents sableux et sont particulièrement appréciés en ce sens pendant la période de semaison, où les vents sont fréquents et frais. Dans l'idéal, ces arbres sont conservés au niveau des limites de champ où ils servent de bornage pérenne au foncier et où leur emprise spatiale sur le champ est réduite. Par ailleurs, les acacias remarquables (par leur forme particulière ou leur taille) facilitent l'orientation dans la plaine et entre les différentes parcelles. Souvent, les agriculteurs se sont en effet servis des acacias pour nous indiquer les limites de leurs parcelles, ou pour nous indiquer où les retrouver. Enfin, les acacias permettent de stabiliser et de protéger les sols de l'érosion hydraulique.

Parmi toutes ces raisons qu'ont les agriculteurs de maintenir des acacias dans leurs champs, celle de l'ombre est la principale, comme le résume cet agriculteur :

Tous [les acacias] posent problème. Mais on peut se reposer à leur ombre, et ça c'est pas un problème (un villageois de Taidalt, Mai 2013).

Au-delà des aspects agricoles et compte-tenu de la vocation agropastorale des zones cultivées occasionnellement, le maintien des acacias dans les champs s'explique aussi par une prise en considération de leur valeur fourragère.

2.2.3 L'acacia des parcours

Il convient tout d'abord de noter que l'acacia des champs est aussi un acacia de parcours durant les périodes de jachère. En outre, les acacias des parcours partagent les mêmes fonctions protectrices (contre le soleil et le vent) que les acacias des champs. Les peuplements des zones strictement pastorales ne subissent néanmoins pas les pratiques de régulation observées dans les zones agropastorales, car aucun enjeu lié au passage de machines ou à la réduction de l'emprise des acacias ne les justifient. Les acacias n'ont dès lors qu'une fonction exclusivement pastorale.

Y-a-t-il une période dans l'année pendant laquelle les chèvres doivent consommer l'acacia ? En automne, elles mangent les feuilles. Et à Tifsky, elles mangent les gousses. Ça donne de la graisse.

Il y a deux périodes pour l'acacia. Les feuilles donnent la viande et de la force aux chèvres. Les gousses donnent de la graisse (Nomade, Ait Oussa, Avril 2014).

Comme cela a été déjà vu (cf. 1.2.2 ci-avant), les acacias sont une ressource pastorale importante. Plus spécifiquement, les feuilles fraîches permettent aux animaux de « faire de la viande » et leur donne de la force, tandis que les gousses d'acacia matures contribuent à l'engraissement des animaux.

2.3. FONCTIONS ET FAÇONNAGE DES ACACIAS

2.3.1 Classification structurale et fonctionnelle des acacias

Des photographies d'acacias de formes diverses ont servi de matériau d'enquête pour comprendre la façon dont les agropasteurs de Taidalt nomment et classifient les acacias. Le système de classification paysanne se base essentiellement sur des caractéristiques structurales, desquelles découlent des spécificités fonctionnelles. L'architecture générale de l'arbre permet de distinguer des acacias en cépée, des acacias à tige unique et des acacias en forme de buisson (Figure 45). Au sein de ces trois grandes catégories, une sous-classification se base sur les caractéristiques du houppier ou sur des caractéristiques remarquables. Ainsi, le qualificatif *mûchatba* (celui qui a des petit rameaux) est utilisé pour les arbres à port broussailleux, dont le houppier commence dès la base de l'arbre et masque les tiges maîtresses. Le terme *mûgueniya* (celui qui a une tête) désigne les arbres à houppier dense et aplati sur sa partie supérieure. Il diffère de la dénomination *mûgetma* utilisée pour des houppiers denses mais à forme concave. Enfin, d'autres adjectifs sont utilisés pour faire référence à une caractéristique remarquable de l'arbre. Par exemple, *ṭalḥ lareda* (le gros acacia) permettra d'identifier un arbre particulièrement large, *ṭalḥ twela* (l'acacia long) un arbre particulièrement haut, ou encore *ṭalḥ ajoua* (l'acacia penché) un individu dont le pendage de la tige principale est prononcé.

Ainsi, la morphologie de l'arbre constitue le trait principal retenu par les agropasteurs pour désigner les acacias. Par ailleurs, cette façon de nommer traduit une vision utilitariste de l'arbre. Cette vision est notamment explicite pour *ṭalḥ mjeitan* (Figure 45), que l'on pourrait traduire par l'acacia inutile, ou par l'acacia sans valeur. Ce genre d'acacia « ne donne pas d'ombre, ne donne pas de branchages épineux, ne donne rien » selon un agropasteur. A l'inverse, interrogés sur l'origine des qualificatifs utilisés, les agropasteurs mettent en avant ce que chaque type d'acacia leur procure. Ainsi *ṭalḥ mûchatba* donne beaucoup de petit-bois, utile pour allumer un feu et préparer le thé. *Ṭalḥ mûgetma* offre quant à lui un ombrage épais (*dell khater*) et donc un abri de choix pour se reposer.

Ṭalḥ mûchatba – Houppier broussailleux



***Ṭalḥ mûlafra* (celui qui a des tiges) – Acacia à port de cépée**

Ṭalḥ mûgueniya – Houppier parasol



Ṭalḥ mûguetma – Houppier individualisé



Ṭalḥ lareda – Gros acacia



Ṭalḥ mûgueniya – Houppier parasol

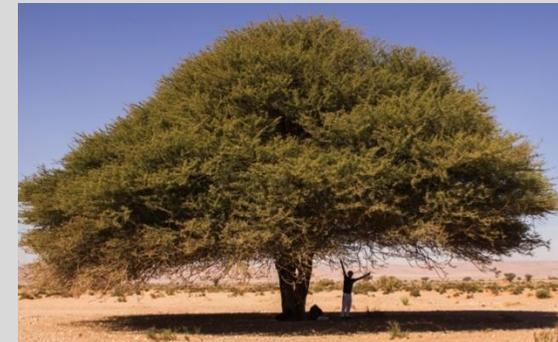


***Ṭalḥ mûshag* (celui qui a un tibia) – Acacia à tige unique**

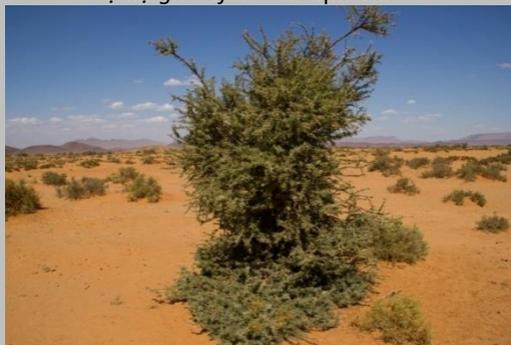
Ṭalḥ mûguetma – Houppier individualisé



Ṭalḥ lareda – Gros acacia



Ṭalḥ gneitifah – Coupe-vent



***Ṭleḥa* (petit acacia) – Acacia à port de buisson**

Ṭalḥ mjeitan – Acacia inutile

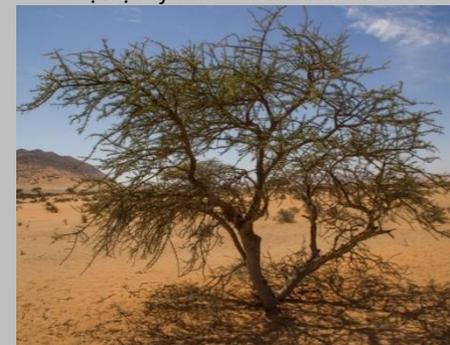


Figure 45 : Classification paysanne des formes d'acacia par les agropasteurs de Taidalt.

La forme de l'acacia conditionne donc ses fonctions et son utilité pour l'agropasteur (Tableau 14). Les acacias broussailleux constituent une source de fourrage accessible pour les caprins et les camelins (et pour les humains qui utilisent les feuilles pour se soigner). Lorsqu'ils atteignent une certaine taille, les acacias broussailleux deviennent des brise-vents. Les acacias émondés, avec leur houppier terminal, offrent quant à eux un ombrage à tout moment de la journée. Leur fourrage foliaire est en revanche accessible uniquement aux camelins, mais cet inconvénient est compensé par la fourniture de gousses, qui chutent directement au sol et sont facilement accessibles aux Hommes et aux animaux (contrairement aux gousses des acacias broussailleux qui se retrouvent au milieu des branchages). Les petits buissons sont appréciés pour leur fourrage foliaire, et peuvent servir d'abri de fortune contre le vent. Enfin, l'approvisionnement en petit bois est surtout assuré par les acacias broussailleux, tandis que les cépées émondées fournissent le gros bois. Ces dernières peuvent en effet supporter la coupe d'une ou plusieurs tiges sans que la survie de l'arbre soit menacée. Finalement, chaque type d'arbre assure diverses fonctions, mais ce plus ou moins efficacement ; il y a ainsi une spécialisation non exclusive des acacias qui résulte en partie d'une diversité « naturelle » liée aux conditions environnementales dans lesquelles poussent les acacias, mais aussi d'un façonnage par l'Homme, comme nous allons le voir.

Tableau 14 : Fonctions assurées par les différents types d'acacia. Le codage ✓ signifie que cette fonction est assurée sous certaines conditions ; le codage ✓✓ signale une fonction majeure et assurée la plupart du temps

	Gros bois	Petit bois	Ombre	Coupe-vent	Fourrage foliaire	Gousses
Cépée broussailleuse <i>Talḥ mûlafra mûchatba</i>		✓✓	✓	✓✓	✓✓	
Cépée émondée <i>Talḥ mûlafra mûgueniya</i> <i>Talḥ mûlafra mûguetma</i>	✓		✓✓		✓	✓✓
Tige simple émondée <i>Talḥ mûshag mûgueniya</i> <i>Talḥ mûshag mûguetma</i>	✓		✓✓		✓	✓✓
Buisson juvénile <i>Tleḥa gneitifah</i>				✓	✓✓	

2.3.2 Façonnage paysan des acacias

Un façonnage subtil et opportuniste

Les agropasteurs sont conscients que la croissance des acacias est influencée par le micro-habitat dans lequel ils se développent. Ils considèrent que les plus grands acacias se rencontrent dans les rivières et dans les zones d'épandage, là où les ressources en eau sont plus abondantes. A l'inverse, dans le reg et les chenaux secondaires, la croissance de l'acacia est plus limitée. Néanmoins, en l'absence d'intervention anthropique, la majorité des acacias (90% d'entre eux estime un agriculteur) adopte un port de buisson au stade juvénile puis devient une cépée broussailleuse :

L'acacia, en poussant tout seul, il couvre la terre. Quand viennent les gens, ils coupent les branches pour avoir de l'ombre. Les gens coupent l'été car ils sont à la recherche d'ombre, et c'est bien, ça fait gagner des points chez le Dieu, car l'ombre servira aux autres. Mais on peut couper n'importe quand (un villageois de Taidalt, Août 2013).

Dans les paysages ouverts de savane et de zones arides, les arbres se développent en effet sans concurrence pour la lumière et ont tendance à développer des houppiers bas et larges (Ashton et al. 1992). En outre, *V. raddiana* est connue pour sa capacité à rejeter (Andersen et Krzywinski 2007b), ce qui aboutit à un port de cépée. Le développement d'un port arboré, et d'un tronc individuel avec un houppier distinct, requiert donc une intervention humaine, tout comme chez l'arganier (Cordier 2010). Pour les acacias situés en zone pastorale, cette intervention se fait exclusivement à travers la récolte de petit et moyen bois pour le feu. Pour les acacias situés dans les champs, le façonnage est plus réfléchi. Les agriculteurs indiquent qu'ils émondent les acacias de leurs champs pour leur permettre de « monter », pour qu'ils fournissent de l'ombre et qu'ils ne gênent pas le passage des machines. Ils cherchent par là un compromis entre les impacts positifs et négatifs des acacias sur les champs et les activités agricoles.

Ce façonnage est visible sur la proportion des différents ports d'acacia selon le type d'occupation du sol (Figure 46). Il ressort une forte proportion de buissons juvéniles dans la plaine agropastorale (40%) ; ce phénomène est lié à la forte dynamique régénérative des peuplements dans cette zone (Blanco et al. 2015 ; Annexe 2). La proportion d'arbres émondés atteint les 59% en plaine (agropastorale et pastorale) et 28% dans le reg pastoral (Figure 46).

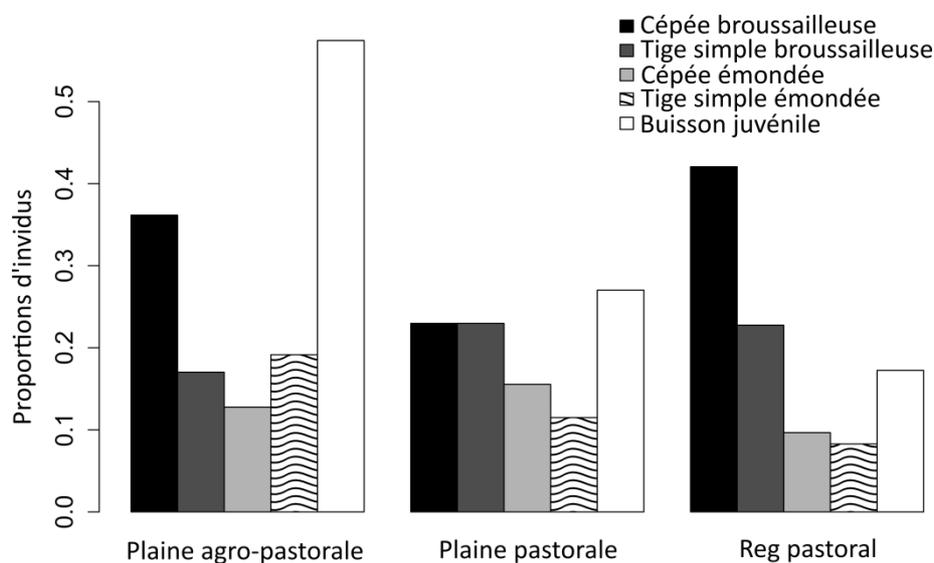


Figure 46 : Proportion des différents ports d'acacia selon le mode d'occupation du sol (d'après des observations qualitatives effectuées sur 359 acacias dans le cadre d'inventaires dendrométriques, cf. protocole d'inventaire en Annexe 2).

Ainsi, qu'il soit réalisé de façon délibérée pour assurer la cohabitation entre les cultures et les acacias, ou opportuniste pour subvenir aux besoins en bois, le façonnage aboutit à un résultat comparable : à situation topographique fixe (*i.e.* la plaine), les proportions en acacias émondés ne diffèrent pas entre les zones pastorale et agropastorale. A l'inverse, le façonnage semble moins intense dans le reg. Deux hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ces résultats.

Des acacias façonnés par le milieu

Premièrement, ces résultats traduisent l'influence du milieu sur le port des acacias. Le reg se caractérise par une faible disponibilité des ressources hydriques et par des sols peu profonds, c'est-à-dire par des conditions édaphiques peu favorables à l'installation et au développement des arbres. A

l'inverse, la plaine représente une zone de convergence de diverses rivières qui assurent un approvisionnement en eau plus important, en particulier via les flux d'eau souterrains superficiels. Les crues occasionnelles y déposent en outre des alluvions et le vent des particules arrachées des roches du reg ; ceci conduit à des sols relativement profonds et plus fertiles (Ozenda 1991). L'acacia bénéficie donc de conditions édaphiques plus favorables en plaine que dans le reg. Or les conditions édaphiques influent sur la morphologie des arbres. Dans des conditions plus favorables, les arbres atteignent une plus grande hauteur, et ce plus rapidement (Koch et al. 2004). Ce faisant, la probabilité de la mort de l'apex terminal (par l'action des animaux ou suite à une perturbation environnementale) est réduite, ce qui inhibe le débourrement des bourgeons axillaires. Ainsi, les conditions édaphiques plus favorables dans la plaine pourraient être plus propices à des ports arborés ; tandis que celles dans le reg favoriseraient des ports buissonnants.

Des acacias façonnés par l'Homme

L'action des humains sur le port des arbres se manifeste à travers deux mécanismes. Le premier est lié au pâturage, qui influence la structure des acacias (Noumi et al. 2010b). Ainsi, une hétérogénéité dans l'intensité de pâturage entre le reg et la plaine pourrait être à l'origine de la différence observée dans le port des arbres. Les Hommes exercent également une action directe, *via* la récolte de bois et l'émondage. Nos résultats suggèrent un façonnage moins intense dans le reg que dans la plaine. En outre, nos enquêtes et observations suggèrent que le reg est moins fréquemment et moins intensément utilisé par les agropasteurs (cf. Chapitre 3). Ainsi l'utilisation de la plaine a un caractère moins occasionnel que celle du reg. Par conséquent, la récolte de bois s'effectuerait davantage en plaine, ce qui expliquerait la plus grande proportion d'arbres émondés.

L'absence de différence entre la zone agropastorale et la zone pastorale en plaine suggère quant à elle que l'émondage des acacias des champs par les agriculteurs n'augmente pas l'intensité du façonnage comparée à celui opéré sur les acacias des parcours. Par conséquent, l'influence des pratiques sur le port des peuplements ne semble pas dépendre du type d'activité. En d'autres termes, l'agriculteur ne recherche pas plus d'ombre ou de protection contre le vent que le berger ; il ne modifie pas davantage la morphologie des arbres. Son activité d'émondage n'est donc pas destinée à augmenter la proportion d'arbres émondés, mais plutôt à réaliser des opérations ciblées. Selon sa position dans le champ, il est en effet important qu'un acacia donné ait une forme appropriée : en bordure de champ, le port broussailleux peut être conservé ; à l'inverse à l'intérieur du champ, il convient de l'émonder pour éviter l'ensablement et faciliter les travaux agricoles. Au contraire, réaliser des opérations ciblées n'est pas nécessaire dans la zone pastorale où il n'y a pas de telles contraintes. Finalement, dans un cas l'émondage est pensé individuellement pied par pied selon la position de l'arbre dans le champ, ce qui requiert un traitement particulier ; dans le second cas, l'émondage se raisonne au-delà des contraintes spatiales et peut s'effectuer de manière opportuniste. Dans les deux cas, l'impact sur les peuplements est le même.

Dans la plaine d'*Ighuweln*, l'acacia assure donc des rôles multiples pour les agropasteurs. Pour partie, les services écosystémiques rendus par l'acacia dépendent des caractéristiques intrinsèques de l'espèce, indépendamment de toute intervention humaine. Néanmoins, façonner les arbres permet à l'agropasteur de sélectionner certains services plutôt que d'autres, selon ses besoins et la position de l'arbre dans le territoire. A ce stade de notre travail, l'influence de ces pratiques sur les arbres et les peuplements est incertaine. En l'absence de zones de mise en défens, l'ensemble des acacias de la plaine d'*Ighuweln* subissent l'influence des activités pastorales au sens large, et il n'est

pas possible d'observer la forme « naturelle » des acacias. Par ailleurs, il ressort que les activités agricoles n'influent pas de manière significative sur le port des arbres, ce qui n'empêche pas un possible impact sur la structure ou la dynamique des peuplements (cf. PARTIE III).

3. L'acacia et l'agropasteur sahraoui, une relation ambivalente

3.1. DES LIENS A L'ARBRE PROFONDEMENT ANCRES

3.1.1 *V. raddiana, un arbre culturellement important*

V. raddiana apparaît comme une espèce culturellement majeure pour les agropasteurs d'Ighuweln ; un résultat qui se retrouve également chez les pasteurs sahraouis d'Algérie (Volpato et Puri 2014) et qui semble être généralisable à l'ensemble de la région saharienne. La valeur culturelle de *V. raddiana* est sans doute d'abord à relier aux multiples ressources produites par cette espèce, qui répondent à un vaste panel de besoins de la vie quotidienne des paysans. L'acacia fournit médicaments, bois de feu, charbon, ressources pastorales, ombrage ainsi que divers services agroécologiques (stabilisation du sol, lutte contre l'ensablement) reconnus par les paysans. Grâce à ses ressources pastorales disponibles tout au long de l'année, *V. raddiana* constitue aussi une pierre angulaire de la stratégie de diversification des ressources qu'ont développée les sociétés humaines des zones sèches pour faire face un environnement risqué et incertain (Salzman 2002).

Par ailleurs, la valeur de l'acacia peut s'analyser selon l'hypothèse de l'apparence écologique (ou *ecological apparency hypothesis*, de Lucena et al. 2007). Cette dernière postule que la valeur d'usage des plantes dépend de leur visibilité et de l'accès qu'en ont les humains. *V. raddiana* représente l'espèce arborée dominante des steppes sahariennes ; elle est particulièrement visible comparée à la végétation buissonnante du sous-étage, et est l'arbre le plus largement répandu. En d'autres termes, elle constitue l'espèce la plus apparente des paysages sahariens, ce qui expliquerait qu'elle bénéficie d'une attention particulière. Les populations vivant dans ces espaces auraient ainsi appris à l'utiliser, à en tirer les produits utiles, parce qu'elle était l'espèce la plus disponible et la plus facilement accessible. Cette hypothèse a été testée chez de nombreuses sociétés dans des environnements contrastés et explique certainement une partie de l'importance que les sociétés humaines confèrent aux espèces végétales (Galeano 2000, Thomas et al. 2009). Elle ne doit cependant pas être considérée de manière exclusive. Si l'abondance des plantes est corrélée à leurs valeurs d'usage et culturelle (cf. Annexe 1), ces dernières dépendent par ailleurs de facteurs tiers, appartenant notamment à la sphère sociale (Heckenberger et al. 2003). En outre, les Hommes modifient aussi l'aire de répartition et l'abondance des espèces selon leurs besoins. Ils sont alors en mesure de favoriser le développement des espèces qui leur sont les plus utiles. La forte valeur culturelle de l'acacia provient-elle de son abondance, ou son abondance provient-elle de sa forte valeur culturelle ? Dans un paysage culturel, issu d'une co-construction entre l'Homme et la Nature, la réponse à cette question se situe certainement dans un juste milieu.

3.1.2 Des savoirs locaux durables ?

Des savoirs homogènes en circulation

Nos enquêtes ethnobotaniques ont mis en évidence une homogénéité des savoirs écologiques locaux (SEL) liés aux espèces végétales entre les hommes et les femmes. Dans le même temps, les femmes sont spécialisées dans les applications médicinales (ce qui est courant au Maroc, Tahraoui et al. 2007), cosmétiques et dans l'artisanat, tandis que les travaux de construction sont réservés aux hommes. L'utilisation des plantes est donc genrée, ce qui s'accompagne généralement d'une différence de savoirs entre les hommes et les femmes (e.g. Luoga et al. 2000, Begossi et al. 2002; Lawrence et al. 2005, Quinlan et Quinlan 2007). Or nos résultats rejoignent plutôt ceux de certaines études menées en Afrique chez des sociétés vivant en zones sèches, qui démontrent d'un savoir homogène entre les hommes et les femmes de tous âges d'un même village, tandis que des différences apparaissent entre les villages (Kristensen et Lykke 2003, Lykke et al. 2004). Finalement, nos résultats pourraient s'expliquer par le fait que les gens à l'intérieur du village communiquent librement à leur entourage sur les usages des plantes. Une personne malade se voit en effet rapidement conseillée par ses parents, ses voisins ou un invité de passage sur la plante qui pourra la soigner et comment la préparer. Partager son savoir pour aider autrui fait partie des normes sociales de bienséance ; il serait même jugé immoral de ne pas le faire. De même, si les hommes ne s'impliquent pas forcément quotidiennement dans le tannage des peaux ou la préparation de médicaments, ils sont capables de décrire précisément les procédés. Car toutes ces tâches du quotidien des femmes, ils les ont observées jeunes auprès de leur mère, puis les ont mises en pratiques lors de séparation temporaire d'avec le monde féminin (en particulier lorsqu'ils partent en transhumance). L'homogénéité du savoir entre les hommes et les femmes serait ainsi permise par un libre échange et une libre circulation des savoirs entre les gens, indépendamment de leur sexe, de leur âge, voire même de leur origine sociale.

Des savoirs homogènes pour mieux gérer l'aléa

Dans les zones sèches, qui se caractérisent par un fort aléa, les SEL sont cruciaux pour la résilience des populations humaines (Colding et al. 2003). Le partage des SEL s'inscrit dans une stratégie globale de subsistance notamment basée sur la réciprocité, une pratique sociale primordiale à la vie des sociétés dans des environnements stochastiques (Niamir-Fuller 1999, Fernandez-Gimenez et Le Febre 2006). Le partage des SEL permet en effet à chacun de constituer une réserve diversifiée de savoirs utiles pour mieux faire face à l'isolement qu'impliquent parfois les activités agropastorales (les bergers sont souvent seuls pour surveiller un troupeau au milieu des steppes désertiques ; l'agriculteur qui possède des champs éloignés du village l'est également). Ainsi, le partage des SEL contribue à la construction collective d'une résilience et d'une capacité d'adaptation individuelle (Ruiz-Mallén et Corbera 2013).

Par ailleurs, le partage des SEL permet de maximiser la taille du groupe qui les détient, ce qui tend à diminuer la vulnérabilité de ces savoirs face à des perturbations sociales ou environnementales (Agrawal 1995). En effet, plus un groupe est petit, plus il peut être amené à disparaître, avec les SEL qu'il détient. La structure homogène des SEL détenus par les habitants de Taidalt et la circulation de ces savoirs favorisent donc leur perpétuation et leur résilience face au changement. Les savoirs et usages liés au monde végétal en général, et à *V. raddiana* en particulier, sont donc profondément ancrés et participent à la gestion des ressources végétales.

3.1.3 Des pratiques agroforestières durables dans un contexte changeant

Compte-tenu de l'importance culturelle de *V. raddiana*, il n'est pas surprenant que les agropasteurs l'intègrent étroitement à leur système de production et à leurs activités agricoles et pastorales. Concernant la valeur pastorale de cette espèce, nos résultats corroborent les divers travaux menés à ce sujet au Sahara et au Moyen-Orient (cf. Chapitre 1). Néanmoins à notre connaissance, la mise à jour de parcs agroforestiers à *V. raddiana* semble inédite, et requiert davantage d'attention.

La notion de parcs agroforestiers

La notion de parc (ou *parkland* en anglais) est employée pour qualifier un mode d'occupation des sols typique des paysages agropastoraux d'Afrique de l'Ouest – en particulier au Sahel et au Soudan – où les arbres sont maintenus dans les champs lors du défrichement des forêts et des jachères (Petit 2003). Sous les arbres clairsemés, les agriculteurs cultivent divers types de cultures annuelles (millet, sorgho, coton) et observent des périodes de jachère qui permettent la régénération naturelle des arbres, grâce aux individus préservés (Djossa et al. 2008). Le paysan sélectionne les arbres à haute valeur d'usage ou économique et modifie l'assemblage spécifique du couvert arboré ainsi que l'aire de distribution des espèces (Maranz et Wiesman 2003). Les parcs agroforestiers se distinguent des autres systèmes agroforestiers tropicaux par deux particularités. Les arbres y sont clairsemés, maintenus à des densités de moins de 50 individus adultes/ha (Djossa et al. 2008) ; ils sont représentés par un nombre limité d'espèces (Bayala et al. 2010).

Finalement, un parc agroforestier peut se définir comme un territoire où sont mélangés des arbres et des buissons sélectionnés par les agriculteurs pour leurs fonctions spécifiques et où ces derniers installent des cultures annuelles (Bayala et al. 2010). En ce sens, les zones d'épandage de la plaine d'*Ighuweln* peuvent être considérées comme des parcs agroforestiers à *V. raddiana*, qui n'en demeurent pas moins particuliers à certains égards, comme nous allons le montrer.

Les spécificités du parc agroforestier à *V. raddiana*

La première particularité du parc agroforestier d'*Ighuweln* réside dans la quasi-monospécificité du couvert arboré. *V. raddiana* y est en effet l'espèce largement dominante, ponctuellement associée à *Z. lotus* et à l'arganier (Blanco et al. 2015 ; Annexe 2). L'utilisation de machines agricoles pour le travail de la terre et la récolte constitue une seconde originalité. L'adoption de ces technologies n'a cependant pas conduit à l'éradication des acacias des champs, comme l'illustre la Figure 43. Au contraire à cette échelle, la densité du couvert arboré dans les zones agropastorales semble comparable à celle des zones pastorales. A ce stade, il semble donc que le changement des techniques de mise en culture ait été compatible avec le maintien des arbres ; les agriculteurs auraient adapté ces nouvelles techniques aux spécificités du parc préexistant (utilisation de petits tracteurs, contournement des arbres). Enfin, les parcs à *V. raddiana* se distinguent par leur usage pastoral prépondérant. Comme nous l'avons vu au Chapitre 3, la mise en culture est très variable d'une année à l'autre, et concerne parfois des surfaces dérisoires (Figure 28, p. 130). En raisonnant à l'échelle d'une décennie, un champ est donc plus souvent à l'état de jachère que cultivé ; sa vocation est essentiellement pastorale.

A ce stade de notre travail, les parcs à *V. raddiana* apparaissent donc comme des espaces à vocation agropastorale, dans lesquels les paysans gèrent le recru et façonnent les arbres selon leurs besoins. Malgré l'adoption de nouvelles techniques de production, le parc d'*Ighuweln* perdure et les caractéristiques de son peuplement arboré ne semblent pas le différencier sensiblement de celles

des peuplements hors de l'espace cultivé. Afin de mieux comprendre les caractéristiques de ce parc, il conviendra néanmoins de s'intéresser plus précisément à la structure, à la composition et à la dynamique des peuplements arborés qui s'y trouvent (cf. Partie III).

3.2. V. RADDIANA, UN ARBRE EN SITUATION DE PRECARITE ?

Malgré les liens qu'entretiennent les agropasteurs d'*Ighuweln* avec leurs peuplements d'acacia – liens qui apparaissent aujourd'hui comme persistants face aux bouleversements socioéconomiques et culturels des dernières décennies – la conservation des acacias face aux activités humaines soulève certaines questions. Le charbonnage, la faiblesse des institutions locales et l'évolution de certains SEL méritent notamment une attention particulière.

3.2.1 Le charbonnage, une activité peu renseignée

Le charbonnage, nous l'avons déjà mentionné, est perçu par l'ensemble des personnes interrogées comme la principale menace d'origine anthropique portant sur *V. raddiana*. Une perception qui est rejointe par celle des agents forestiers locaux et corroborée par l'évolution perçue des peuplements arborés par les agropasteurs de la plaine d'*Ighuweln*. Le charbonnage semble avoir été très intense dans la région à l'époque où la vente de charbon était génératrice de revenus et où aucun contrôle n'existait. L'arganier aurait été la principale espèce exploitée, ce qui aurait conduit à sa quasi-disparition de la plaine d'*Ighuweln*, alors qu'elle y était abondante selon les agropasteurs.

Pour les raisons détaillées précédemment, le charbonnage se concentre aujourd'hui dans les provinces plus méridionales, limitrophes à l'Algérie et la Mauritanie. Le charbon produit alimente l'ensemble des villes et villages de la région : globalement jusqu'à Guelmim au nord et Tata à l'est. Ainsi, si le problème du charbonnage ne concerne plus la plaine d'*Ighuweln*, il s'est reporté ailleurs, dans les zones faiblement peuplées et que l'administration centrale peine à contrôler (cf. Chapitre 7). Peut-on s'attendre à une éradication des acacias dans ces zones, à l'image de ce qui s'est passé pour l'arganier dans la plaine d'*Ighuweln* ? Répondre à cette question demanderait des études spécifiques pour évaluer les taux de mortalité et la dynamique de régénération des peuplements.

A l'heure actuelle cependant, le bois et le charbon ne sont que des sources d'énergie secondaires. Dans les villages, dans les villes et dans les tentes, le gaz vendu à bas prix constitue une alternative largement répandue. Le thé sahraoui représente la seule source d'utilisation quotidienne de charbon. Bu de trois à six fois par jour dans chaque foyer, il entraîne une utilisation importante de charbon. Quelle est le niveau de la demande régionale actuelle ? Existe-t-il des solutions de substitution ? Il conviendrait de s'intéresser de plus près à ces aspects pour être en mesure de caractériser la menace qui pèse sur les peuplements régionaux d'acacia. Faute de données ou d'études, l'avenir de *V. raddiana* à l'échelle régionale demeure incertain. Par ailleurs, l'efficacité des institutions (formelles et informelles) pour lutter contre cette activité exacerbe cette incertitude.

3.2.2 Les limites du système de régulation de l'exploitation

Des règles sociales peu contraignantes

Comme nous l'avons vu, la préservation des ressources végétales de la plaine d'*Ighuweln* dépend essentiellement du bon sens paysan, lui-même adossé à des pratiques techniques et sociales spécifiques. Selon nous, le tabou social et culturel que représente l'abattage des arbres constitue le

principal rempart contre leur exploitation abusive. Néanmoins, comme l'illustre l'histoire écologique de la plaine d'*Ighuweln*, le bon sens a des limites face aux intérêts financiers. Contre ces derniers, il semble que les règles sociales soient peu efficaces (Gastellu 1980, Pfund et al. 2011). Tout se passe comme si aucune institution coutumière n'ait été prévue pour punir les contrevenants, pour faire respecter les règles. Ce constat proviendrait du fait que les problèmes d'exploitation excessive des ressources sont relativement nouveaux, ou peu nombreux. Car pour s'auto-organiser autour de la gestion des ressources naturelles, il est nécessaire qu'un problème soit identifié par les populations, que les ressources deviennent suffisamment rares pour que des règles de gestion soient instaurées, et avec elles des institutions coercitives (Ostrom 2009). Les structures coutumières ne semblent pas être en mesure aujourd'hui d'assurer ce rôle. Ces dernières sont en effet affaiblies par des structures modernes, dont les associations (Aubert et Saidi 2008) et les organes de l'Etat central. Ces dernières sont-elles en mesure d'assurer la régulation de l'exploitation des acacias ?

Une action institutionnelle limitée

Il est difficile de juger de l'efficacité de l'action des associations et des services forestiers dans la plaine d'*Ighuweln* pour la protection de *V. raddiana*. Les agents forestiers ne se déplacent pas dans la plaine pour y contrôler les fraudes, à moins qu'ils ne soient sollicités par un villageois ou un membre de l'association. Or, le contexte tribal est peu favorable à la délation (cf. Chapitre 7, p. 241) ; la pression de contrôle des forestiers est donc faible. Celle de l'association l'est également, vu le nombre limité de fraudes constatées. Les institutions présentes actuellement n'empêchent ainsi ni la production ni la vente de charbon sur la plaine d'*Ighuweln*. Ces activités sont pourtant connues de tous, condamnées par tous, mais elles profitent aussi à tous. Dans ce contexte, l'action institutionnelle paraît limitée.

Par ailleurs, la tolérance envers une activité de charbonnage peu intense n'est pas forcément le signe d'une défaillance institutionnelle. Dans la mesure où cette activité n'est pas perçue comme génératrice d'un problème socioenvironnemental, l'absence de répression peut en effet être vue comme l'expression d'une certaine souplesse du système. Si l'exploitation devient plus intense, il est probable qu'un système de contrôle se mette en place, étant donné que les institutions existent déjà. Sans avoir été confronté à la situation, il n'est pas possible de favoriser une hypothèse plutôt qu'une autre. En s'intéressant aux dynamiques des peuplements de la plaine, il sera possible d'estimer l'intensité actuelle de l'exploitation de *V. raddiana* et la menace « réelle » qu'elle représente. Par ailleurs, la partie IV de ce travail permettra d'identifier plus précisément les enjeux sous-jacents à l'efficacité des institutions actuelles pour gérer les potentiels problèmes de dégradation des peuplements de *V. raddiana*.

3.2.3 Des savoirs locaux menacés ?

Malgré la persistance d'une grande diversité de SEL et de leur relativement libre circulation, nos résultats soulèvent la question de leur durabilité à moyen-terme et interrogent aussi sur l'évolution du lien entre populations rurales et *V. raddiana*.

Des usages en déclin

De nombreux usages inventoriés lors des entretiens semblent avoir disparu. Les informateurs évoquaient en effet souvent des « usages cognitifs » et non des « usages actifs » (La Torre-cuadros et Islebe 2003, de Albuquerque et de Lucena 2005). De nombreuses espèces, autrefois utilisées dans

l'alimentation humaine pendant les périodes de disette, en cosmétique ou pour se laver, ne sont en effet plus utilisées en raison de l'accès aux produits de consommation disponibles dans les marchés. Ces usages ne sont donc plus actifs et leur évocation par les informateurs retranscrit une mémoire individuelle (lorsque l'informateur a par le passé utilisé la plante en question) ou collective (lorsque l'informateur rapporte ce qu'il a entendu de ses parents ou de son entourage).

Ce phénomène de déclin des usages actifs concerne particulièrement l'acacia. Les gousses étaient autrefois utilisées dans l'alimentation humaine pendant les périodes de disette – usage qui existe d'ailleurs toujours dans certaines régions africaines (Sidiyene 1996). A l'heure actuelle, les villageois ne connaissent plus de telles périodes ; l'accès aux denrées alimentaires est continu tout au long de l'année sur les souks urbains. L'utilisation de l'écorce d'acacia pour nourrir le bétail lors d'intenses sécheresses n'existe plus. Tous les éleveurs et bergers rencontrés font face à ces périodes grâce aux compléments alimentaires. La disponibilité de ces compléments tend par ailleurs à réduire l'importance de l'acacia dans la stratégie de gestion de l'aléa. Enfin, l'ensemble des utilisations dans l'artisanat local et dans la confection d'outils et d'ustensiles a aujourd'hui disparu ; ces usages ne sont pas non plus évoqués spontanément par les informateurs, ce qui témoigne de leur antériorité. Finalement à l'heure actuelle, les fonctions d'approvisionnement assurées par l'acacia sont réduites :

Aujourd'hui les gens, ils utilisent l'acacia pour quoi ? Qu'est-ce qui est bon dans l'acacia ? Il y a la gomme, les gousses pour les animaux, les feuilles, et c'est tout. Et pour les gens, le bois (un villageois de Taidalt, Juin 2013).

Il existe une alternative aux espèces végétales pour de nombreux usages de la vie et des besoins quotidiens. Pour certains types d'usage, un phénomène de diversification s'observe, en particulier pour les usages médicaux. Pour d'autres, dont l'acacia, un processus de substitution domine, pour la construction, les cosmétiques ou pour certains produits pastoraux.

Vers une érosion des SEL ?

Nos résultats ont mis en évidence des SEL moins importants chez les personnes n'ayant pas connu le mode de vie nomade. En parallèle, les activités de subsistance intéressent moins les jeunes générations, un phénomène qui n'est pas récent dans le village. Dès 1977, avec l'ouverture de l'école primaire de Taidalt, de nombreuses familles se sont sédentarisées et ont abandonné spontanément leurs troupeaux. Les enfants de cette génération ont pour la plupart émigré en ville. Taidalt est pour eux un lieu de résidence secondaire, où ils cultivent des grains les bonnes années. Les habitants à plein temps du village s'impliquent également moins qu'avant dans les activités d'agriculture et d'élevage, au profit d'emplois salariés locaux ou dans les villes voisines. Cette déconnexion de l'environnement dans lequel les SEL sont ancrés se traduit dans nos résultats par une distinction entre les anciens nomades et les gens ayant toujours connu un mode de vie sédentaire. Un tel phénomène présage d'une érosion accrue des SEL à moyen-terme, avec la disparition des anciens qui détiennent le savoir. Certes, le savoir circule, mais la transmission du savoir-faire nécessite quant à elle une mise en application concrète.

L'érosion des SEL menace d'abord la résilience des populations rurales de Taidalt, car elle les prive d'une alternative en situation de non-emploi. Comme le constatent Hobbs et al. (2014) dans le désert du Néguev, « ceux qui se sédentarisent perdent leur connaissance du désert, deviennent pauvres, et sont incapables de retomber sur la sécurité offerte par le savoir et les compétences traditionnels ». L'érosion des savoirs représente aussi une menace pour *V. raddiana*. D'une part, ces savoirs permettent à l'agriculteur et à l'éleveur d'exploiter et de gérer l'acacia sans lui nuire. D'autre

part, une personne sans activité privée des connaissances nécessaires à l'exercice du métier de berger sera plus encline à charbonner pour survivre. Finalement, autrefois arbre de disette alimentaire pour les humains et le bétail, *V. raddiana* peut devenir un arbre de disette économique pour une population qui aura perdu les connaissances et les compétences d'une subsistance non agressive pour les écosystèmes sahariens.

Conclusion

Ce chapitre nous a permis de montrer comment *V. raddiana* s'insère (1) dans le système de savoirs écologiques locaux des habitants de Taidalt et (2) dans le système de production de la plaine d'*Ighuweln*. Cette espèce est culturellement importante pour les populations, ce qui peut s'expliquer d'abord par les nombreux services écosystémiques fournis et ensuite par son abondance et sa visibilité dans les steppes sahariennes. La fine connaissance de l'écologie, de la phénologie et des diverses productions de l'acacia permet aux agropasteurs d'utiliser l'espèce de façon raisonnée dans le cadre de leurs activités de subsistance. La mise à jour de parcs agroforestiers à *V. raddiana* illustre cette intégration fine et durable de l'arbre dans les stratégies paysannes. Dans ces espaces, la gestion se résume en un compromis entre les contraintes que représente *V. raddiana* pour les travaux et la production agricoles, et les services que cette espèce rend au champ (stabilisation des sols, lutte contre l'ensablement), aux hommes (ombrage, protection contre les vents sableux, fourniture en bois, plante médicinale) et aux animaux (ombrage, fourrage diversifié et permanent). La gestion de l'arbre par les agropasteurs peut être qualifiée de tolérante (Wiersum 1997) dans le sens où ces derniers se basent sur la végétation et les arbres existants, sans les remplacer ou les enrichir par des espèces ou des individus plantés. La modernisation des techniques et des pratiques d'agriculture et d'élevage ne s'est pas (encore) traduite par la disparition des arbres des champs ou du territoire.

Malgré ce système Hommes-arbres à la fois durable et résilient, l'avenir de *V. raddiana* est aujourd'hui incertain. A l'échelle régionale, l'exploitation de son bois menace sa conservation. Localement dans la plaine d'*Ighuweln*, il n'est pas sûr que les institutions de régulation de ces pratiques néfastes soient efficaces face à un regain d'intérêt pour le bois d'acacia. Par ailleurs si les SEL, garants d'une gestion raisonnée des ressources naturelles, montrent des signes encourageants de maintien et de transmission intergénérationnelle, un phénomène d'érosion est en cours à l'échelle du village de Taidalt. Cela représente une perte pour les populations rurales et une menace pour la conservation de *V. raddiana*. L'espèce n'est pas à l'abri des évolutions socioéconomiques futures.

Finalement, si le système agropastoral de la plaine d'*Ighuweln* intègre les peuplements de *V. raddiana*, certaines pratiques destructives posent question. Quelle est l'influence réelle des pratiques de régulation du nombre d'arbres dans le parc agroforestier sur la dynamique des peuplements ? Bien que de faible intensité, la pratique du charbonnage ne constitue-t-elle pas pour autant un facteur de surmortalité non compensée par la régénération naturelle ? Enfin, les pratiques pastorales néfastes (écorçage, coupes du houppier) n'induisent-elles pas un stress accru qui nuirait au maintien de l'espèce ? Pour répondre à ces différentes questions et vérifier certaines hypothèses et dire d'acteurs, une étude écologique de la viabilité des peuplements et de l'influence des activités humaines est nécessaire ; ce travail est présenté dans la Partie III qui suit.

- PARTIE III -
Viabilité des acacias et activités anthropiques

Dynamiques écologiques des peuplements d'acacia et influence des activités humaines
Cas de la plaine d'*Ighuweln* (Sud-ouest marocain)



Chapitre 5. Apports de la télédétection pour évaluer l'effet de l'occupation du sol sur la démographie des peuplements arborés sahariens

Dans les zones sèches, les arbres jouent des rôles écologiques et socioéconomiques cruciaux grâce aux multiples services écosystémiques qu'ils procurent : amélioration de la qualité des sols (Belsky et al. 1989), aide au développement d'espèces végétales (Abdallah et al. 2008, Noumi et Chaieb 2012) et animales (Attum et Mahmoud 2012), fourniture de bois et de produits forestiers non-ligneux (Bernus 1979). Ainsi, à l'image de *V. raddiana*, qui peuple de manière clairsemée l'ensemble du pourtour saharien (Grouzis et Le Floch 2003), les arbres des zones sèches constituent des clés de voûte pour les écosystèmes et pour les sociétés qui en dépendent (Manning et al. 2006). La conservation de ces arbres représente donc un enjeu environnemental et socioéconomique d'importance dans des territoires particulièrement vulnérables et souvent marginalisés (MEA 2005). Or pour mieux conserver *V. raddiana* et les services écosystémiques qu'elle assure, il convient de mieux comprendre ses dynamiques actuelles et les facteurs les influençant. Ce travail apparaît comme particulièrement complexe dans des espaces désertiques immenses, difficiles d'accès et soumis à une rigueur climatique extrême, dans lesquels les zones boisées sont disséminées dans des micro-habitats propices (dépressions et lits d'oueds) ou constituées de quelques individus dispersés le long de chenaux asséchés. Par conséquent, peu de données sont actuellement disponibles sur les espaces à acacias sahariens et sur la viabilité des peuplements. Dans ce contexte, les approches de télédétection représentent une solution pour combler les lacunes persistant sur les zones boisées de ces régions (Gibbes et al. 2010). Elles permettent de s'affranchir des contraintes précédemment citées et de couvrir des surfaces conséquentes à moindre coût. En outre, les images aériennes ou satellitaires haute-résolution, du fait du caractère discontinu de la strate arborée des zones sèches, se sont montrées utilisables pour détecter et mesurer à distance la surface des houppiers individuels des acacias (BenDavid-Novak et Schick 1997, Lahav-Ginott et al. 2001, Andersen et Krzywinski 2007b). Leur traitement permet d'obtenir la distribution des arbres dans des classes de tailles, autrement dit la démographie des peuplements. En sciences du vivant, la démographie des peuplements (distribution des individus selon leur âge) renseigne sur les processus de natalité, de croissance et de mortalité, et permet d'évaluer la viabilité d'une population donnée, voire d'inférer son évolution future (Condit et al. 1998). Sur les populations d'arbres en particulier, la démographie des peuplements informe aussi sur les dynamiques forestières (Wiegand et al. 2000) – *i.e.* régénération, recrutement, croissance et mortalité des arbres – mais est obtenue à partir de la taille des individus, laquelle est supposée constituer un meilleur indicateur de leur stade de développement que ne l'est l'âge (cf. Boîte 5.1). L'intérêt majeur des analyses démographiques est donc de pouvoir évaluer, non pas sans limites cependant, les dynamiques forestières en

s'affranchissant de la lourdeur des études diachroniques (mesures répétées à différentes dates d'un même peuplement).

Ces approches ont ainsi contribué de façon substantielle à la compréhension de l'écologie des peuplements de *V. raddiana*. La répartition de l'espèce, sa croissance et son maintien semblent dépendre fortement de l'approvisionnement en eau, à travers les précipitations d'une part (Sahraoui et al. 1996) et les courants de circulation des eaux superficielles d'autre part (Ward et Rohner 1997, Stavi et al. 2014). Par conséquent, la démographie des peuplements d'acacia est influencée par la topographie (Lahav-Ginott et al. 2001), ou encore par le micro-habitat (Stavi et al. 2014), dont les différentes modalités (rivière, terrasse, chenal principal, chenal secondaire, etc.) se traduisent par des régimes hydriques différents. En parallèle, le pâturage influence les peuplements car il contribue à des arbres plus petits et stimule la régénération des peuplements (Noumi et al. 2010b). Enfin, les humains impriment leur marque de manière directe sur les peuplements, notamment à travers l'abattage d'arbres pour satisfaire leurs besoins en charbon et bois de chauffage (Andersen et Krzywinski 2007b) ou à travers la construction d'infrastructures (routes et barrages) qui modifient les flux de circulation des eaux (Ward et Rohner 1997, BenDavid-Novak et Schick 1997). Finalement, la démographie des peuplements de *V. raddiana*, et par conséquent leur dynamique et leur conservation, dépend de l'action conjointe de facteurs biotiques et abiotiques, anthropiques ou non. Ces facteurs semblent en outre être très variables selon les secteurs, ce qui se traduit par une forte hétérogénéité spatiale dans les dynamiques de peuplements de *V. raddiana* (Lahav-Ginott et al. 2001). Ainsi, les études existantes ne permettent pas de statuer sur la viabilité de l'espèce à partir d'extrapolations des dynamiques observées à un endroit donné. Par conséquent au Maroc, où aucune recherche n'a été menée dans ce domaine, le maintien de *V. raddiana* demeure incertain, tout comme le sont les facteurs qui conditionnent de manière significative ce maintien. Ce chapitre propose de contribuer à combler ces lacunes en évaluant la viabilité des peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* et l'influence conjointe des facteurs anthropiques et non-anthropiques.

Le premier objectif de ce chapitre est de mettre au point une méthode de télédétection des houppiers d'acacia (à l'échelle de l'individu) permettant d'établir le profil démographique des peuplements et d'évaluer leur viabilité à moyen terme. Le deuxième objectif est d'évaluer l'influence du milieu (humain et non-humain) sur le profil démographique des peuplements. Pour ce faire, nous avons focalisé cette étude sur l'influence du mode d'occupation du sol, lequel traduit une hétérogénéité topographique (entre une zone de plaine et une zone de reg) et une hétérogénéité des activités humaines (entre un usage strictement pastoral et un usage agropastoral).

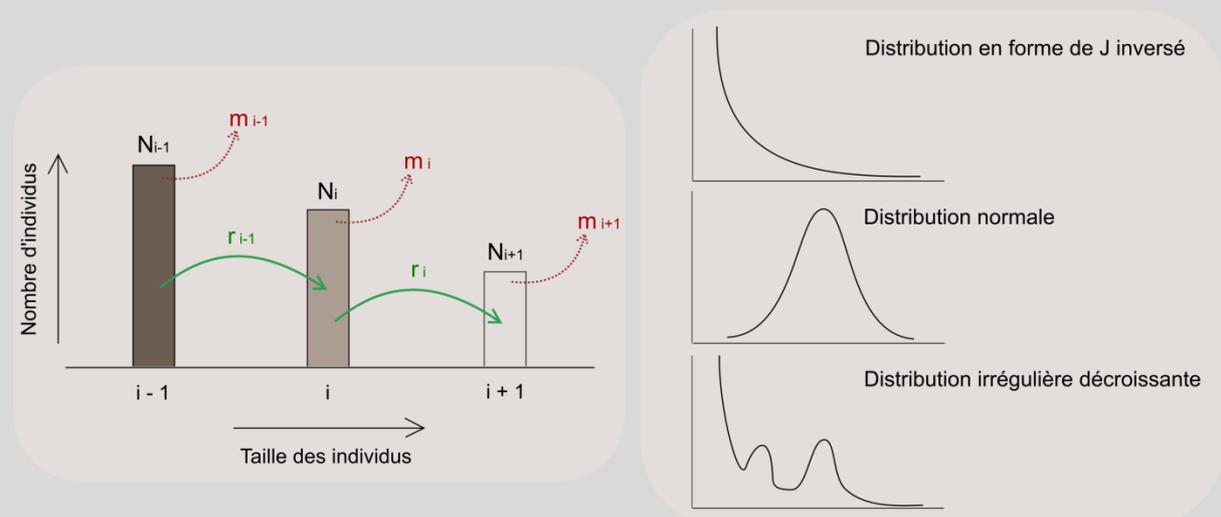
Boîte 5.1**Théorie de la démographie des populations**

Les modèles démographiques se basent sur l'hypothèse que les caractéristiques des individus au cours de leur vie sont déterminées par leur âge ou, pour certains organismes par leur taille (Kirkpatrick 1984). Ils permettent de prédire de façon efficace la dynamique des populations, végétales ou animales. Appliqué aux peuplements forestiers, le profil démographique d'un peuplement – i.e. le nombre d'individus présents dans chaque classe de taille – peut mettre en lumière des problèmes éventuels de stabilité du peuplement en question. Ainsi, si l'on pose :

N_i : nombre d'individus dans la classe de taille i ;

r_i : proportion d'individus qui passent de la classe i à la classe $i+1$ sur une période donnée ;

m_i : proportion d'individus de la classe i qui meurent sur la même période.



L'évolution de N_i sur la période donnée s'écrit alors : $\Delta = r_{i-1} \cdot N_{i-1} - m_i \cdot N_i - r_i \cdot N_i$.

N_i ne peut se maintenir dans le temps que si le bilan entre l'arrivée d'individus de la classe inférieure (le recrutement) d'une part, et la mortalité et le recrutement vers la classe supérieure d'autre part, est nul. Dans l'hypothèse où le recrutement est constant (croissance constante), le maintien de N_i requiert que N_{i-1} soit supérieur à N_i , en raison de la mortalité, ce qui aboutit à une distribution en forme de J inversé. Si cette condition n'est pas respectée, cela peut témoigner d'un problème de stabilité, i.e. d'une possible disparition de la population (distribution normale). Or, dans l'hypothèse d'un recrutement et d'une croissance épisodiques, un peuplement peut avoir un profil irrégulier sans que cela ne traduise forcément un problème de viabilité (Wiegand et al. 2000). Malgré ces irrégularités, la forme générale du profil, avec globalement davantage de petits individus que de grands, informe sur la stabilité des peuplements (distribution irrégulière décroissante).

1. Matériels et méthodes

1.1. SITE D'ETUDE

Le site d'étude se situe dans le Sud-ouest marocain, où se situe le principal peuplement de *V. raddiana* de la plaine d'Ighuweln (cf. Chapitre 2). Comme cela a été vu précédemment, cette plaine contient (1) une zone de reg (à sols superficiels et caillouteux) à vocation pastorale, (2) une zone de plaine d'inondation à vocation pastorale et (3) une zone de plaine d'inondation à vocation agropastorale. Les reliefs caillouteux sont quant à eux privés d'arbres et constituent au pire des zones de passage, au mieux des zones de collecte de plantes (Figure 47).

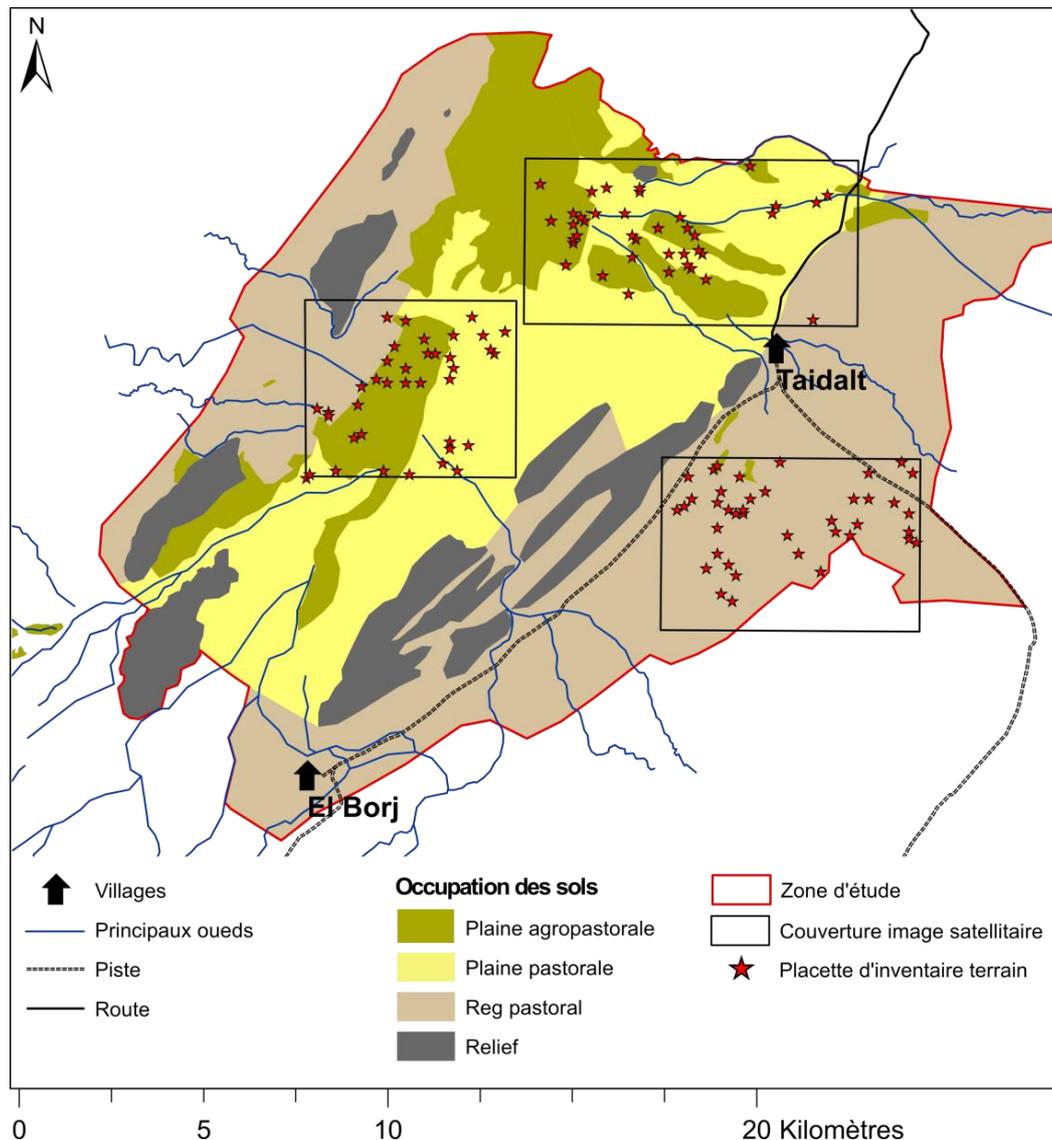


Figure 47 : Carte d'occupation du sol de la zone d'étude et emplacement des placettes d'inventaires des arbres.

1.2. METHODE DE TELEDETECTION DES ARBRES

1.2.1 Classification supervisée d'images panchromatiques sous ArcGIS 10.1

La méthode de télédétection pour établir la démographie des peuplements a été mise au point à partir de trois images satellitaires panchromatiques. Ces images proviennent de la base Digital globe et ont été extraites de la base de *Google Earth* à l'aide du logiciel *Mobile Atlas Creator 1.8*. Les trois images datent de Février 2011 et disposent d'une résolution de 26,3 cm ; leur emplacement a été choisi afin de couvrir les trois modes d'occupation du sol de la zone d'étude sur lesquels se développe une strate arborée (Figure 47). Les trois images couvrent respectivement 27,6, 40,9 et 32,9 km² pour une surface totale de 101,3 km². Chaque image a été importée dans le logiciel de géomatique *ArcGIS 10.1* et géoréférencée dans le système de projection WGS1984 UTM 29N. Un détourage manuel des images a été réalisé sur les zones nuageuses et les habitations, pour finalement conserver 71,1 km² pour la télédétection. L'outil de classification supervisée d'*ArcGIS* a été utilisé pour différencier les végétaux du reste du paysage par contraste. Un calibrage manuel préliminaire a consisté à distinguer à partir de zones cibles les pixels correspondant à des arbres de ceux correspondant à du sol nu ou à de la végétation tierce. Suite à cette étape, la classification de chaque pixel a été générée de manière automatique, aboutissant à un fichier « *raster* » comportant deux types de pixels : *arbre* et *autre*. Le fichier raster a ensuite été vectorisé en une couche de polygones où n'ont été conservés que les polygones de type *arbre*, soit 193 193 polygones. A ce stade cependant, la classification supervisée ne permettait pas de distinguer de façon satisfaisante les arbres de certains autres items, dont les buissons, les nuages, les habitations isolées et les sections de route.

1.2.2 Filtrage des polygones par critères de taille et de forme

Afin d'éliminer les polygones aberrants, un filtrage selon des critères de taille et de forme a été nécessaire. D'une part, à partir des observations de terrain, un seuil maximum de 350 m² a été fixé pour la surface des polygones, ce qui correspond à un houppier d'arbre d'environ 20 m de diamètre. Ce premier critère a exclu cinq polygones. D'autre part, tout comme Andersen et Krzywinski (2007), le seuil minimum a été fixé à 6 m², qui se veut être une valeur conservative afin d'éviter toute surévaluation des effectifs d'arbres de petite taille²⁸. Le seuil minimum conduit à exclure 130 724 polygones. Enfin, un critère de forme a été utilisé afin de ne retenir que les polygones dont le rapport entre l'aire et le périmètre était supérieur à 0,5 – ce qui a exclu les polygones dont la forme s'écartait trop de celle d'un disque. Un total de 562 polygones a été enlevé par ce dernier filtrage.

Finalement, après classification supervisée et filtrages successifs, la télédétection a généré 10 611 polygones, assimilés à des arbres potentiels (Figure 48). Le logiciel fournit la surface de chaque polygone, c'est-à-dire la surface du houppier détecté (noté ci-après SH_i). A partir de la surface, le diamètre du houppier détecté D_i a été calculé en appliquant la formule :

²⁸ Compte-tenu des hypothèses sous-jacentes aux analyses démographiques, surestimer les effectifs des petits arbres pourrait amoindrir les chances de détecter des problèmes de régénération (cf. Boîte 5.1) et donc, faire passer à côté d'enjeux de conservation. Il était ainsi préférable d'opter pour un protocole conduisant à sous-estimer les effectifs de petits arbres, plutôt qu'à les surestimer.

$$D_t = 2. \sqrt{\frac{SH_t}{\pi}}$$

1.2.1 Calcul des densités à l'hectare

La méthode utilisée par Jaouadi et al. (2012) et Lahav-Ginott et al. (2001) a été appliquée pour calculer les densités d'arbres à l'hectare. Une grille de cellules carrées de 100x100 m ($S_{cellule}=10000$ m²) a été superposée au fichier de polygones. Le logiciel calcule automatiquement le nombre de polygones contenu dans chaque cellule, correspondant à la densité d'arbres à l'hectare. Les cellules ne contenant pas d'arbres ont été considérées comme des zones non-boisées, tandis que toute cellule avec au moins un arbre était assimilée à une zone boisée. Après classification des cellules selon leur densité, une carte de densité a été élaborée (cf. un échantillon en Figure 48). Enfin, la moyenne des D_t a été calculée à l'intérieur de chaque cellule (notée \overline{D}_t) et a permis de représenter les variations de la taille moyenne des arbres entre les cellules. La somme des SH_t par cellule a été utilisée, quant à elle, pour le calcul du recouvrement arboré (R) :

$$R = \frac{\sum SH_t}{S_{cellule}}$$

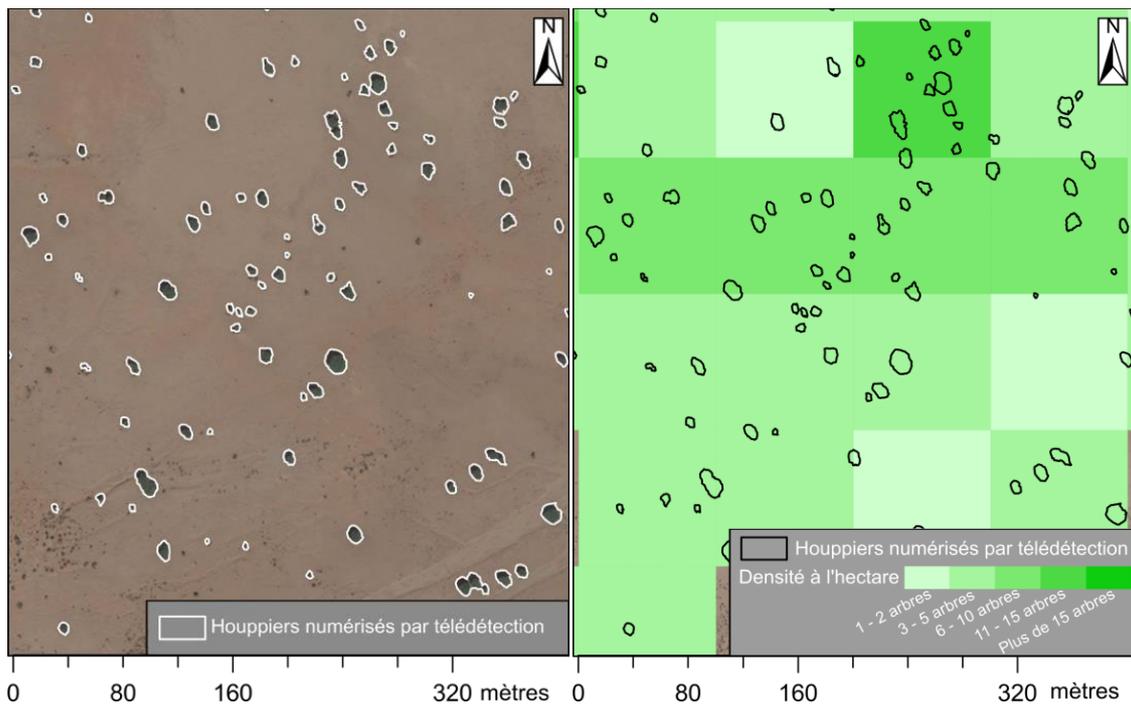


Figure 48 : Exemple du résultat de la télédétection automatisée des arbres et du calcul des densités à l'hectare sur une zone témoin.

1.3. EVALUATION DE LA PERFORMANCE DE LA TELEDETECTION

1.3.1 Identification des biais potentiels de la télédétection

Afin de calibrer et d'évaluer la performance de la télédétection, une identification des biais potentiels a été nécessaire. Ces derniers regroupent les erreurs, les imprécisions et les limites de la méthode. Trois types d'erreurs potentielles ont été identifiés : (1) la non-détection d'arbres à houppier supérieur à 6 m² et inférieur à 350 m² ; (2) la détection d'éléments tiers autres que des arbres (buissons, nuages, etc.) ; et (3) l'association en un seul polygone de plusieurs arbres dont les houppiers se chevauchent. Outre les erreurs, les imprécisions de la télédétection ont été définies comme l'écart entre le diamètre de houppier calculé automatiquement et celui mesuré sur le terrain. Enfin, les limites de la méthode s'entendaient comme la non-détection des houppiers de moins de 6 m² et de plus de 350 m². Les limites proviennent donc des paramètres fixés par l'opérateur. En outre, il convenait de s'assurer que le diamètre du houppier était une mesure adaptée à l'établissement de la démographie des peuplements d'acacia. Autrement dit, de vérifier qu'il existait une corrélation significative entre le diamètre du houppier et celui du tronc²⁹, ce qui n'est pas forcément le cas pour toutes les espèces (O'Brien et al. 1995). La quantification des différents biais et de la relation entre diamètre du houppier et diamètre du tronc a été opérée grâce à des mesures de terrain réalisées en Juin 2014 sur un échantillon de la zone couverte par les images satellitaires.

1.3.2 Protocole d'inventaire de terrain

Quatre-vingt dix-huit placettes, repérées par des points, ont été réparties aléatoirement sur les trois images satellitaires à l'aide du logiciel *ArcGIS* (Figure 47). Après chargement des coordonnées spatiales des points dans un GPS de type Garmin 62, ce dernier a été utilisé sur le terrain pour rejoindre les placettes. Sur chaque point, un inventaire de la strate arborée a été réalisé au moyen de la méthode des quadrants centrés sur un point (ou PCQM pour *Point-Centered Quarter Method*). La PCQM, choisie pour son efficacité et pour son intérêt pour évaluer les méthodes de télédétection (Dahdouh-Guebas et Koedam 2006), consiste à mesurer les quatre arbres les plus proches du point d'inventaire (Mitchell 2007). Pour cela, quatre quadrants étaient délimités à partir des points cardinaux et des quatre arbres précomptables (ayant une circonférence au-dessus de l'empatement $c_0 > 12,5$ cm) les plus proches du centre (Figure 49).

Dans chaque placette, les arbres précomptables ont été géolocalisés au GPS, identifiés à l'espèce et mesurés, dont (1) les circonférences au-dessus de l'empatement des troncs principaux ($c_0 > 12,5$ cm) ; et (2) le diamètre maximum du houppier (D_{max}) et sa perpendiculaire (D_{min}). Le diamètre total du tronc d_0 a été calculé par :

$$d_0 = \sqrt{\frac{4g}{\pi}}$$

²⁹ Le diamètre du tronc (au niveau du sol ou à hauteur de poitrine) est une mesure communément utilisée par les écologues forestiers. Elle est en effet considérée comme le meilleur indicateur du stade de développement des arbres.

avec g , la surface terrière, définie par :

$$g = \sum \frac{c_0}{4\pi}$$

La surface du houppier mesurée SH_m a été calculée en assimilant le houppier des arbres à une ellipse :

$$SH_m = \pi \cdot \frac{D_{max}}{2} \cdot \frac{D_{min}}{2}$$

Le diamètre mesuré du houppier a été calculé à partir de SH_m :

$$D_m = 2 \cdot \sqrt{\frac{SH_m}{\pi}}$$

Les quadrants où l'arbre le plus proche était à plus de 100 m du centre ont été considérés comme vides et assimilés à un quart de cercle de 100 m de rayon. Ainsi, la surface totale prospectée, qui correspond à la somme des surfaces des quadrants, s'élève à 102 ha, répartis en 390 quadrants. La géolocalisation des arbres mesurés a permis d'associer à chaque arbre le polygone correspondant sous ArcGIS, ou de constater l'absence de polygone pour les arbres non-détectés. De plus, les polygones en surnombre (détection d'éléments tiers du paysage) ont été décomptés sur l'ensemble des surfaces prospectées dans le cadre de la PCQM.

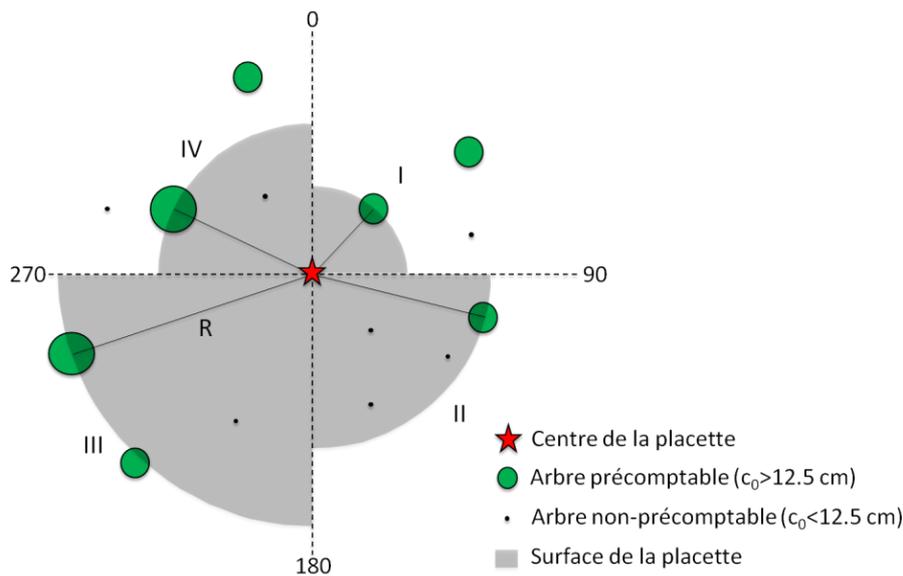


Figure 49 : Schéma d'organisation d'une placette d'inventaire forestier avec la méthode des quadrants centrés sur un point.

1.3.3 Indices de performance de la télédétection

Les performances de la télédétection ont été quantifiées à travers différents indices, traduisant les erreurs, les imprécisions et les limites de la méthode. D'une part, le taux d'erreur a permis de quantifier le nombre de polygones ne correspondant pas à des arbres individuels et a été défini par :

$$\delta = \frac{N_{nd} + N_{sd} + N_{as}}{N} = \frac{N_{nd}}{N} + \frac{N_{sd}}{N} + \frac{N_{as}}{N} = \delta_{nd} + \delta_{sd} + \delta_{as}$$

avec :

- N_{nd} : nombre d'arbres détectables (i.e. avec $6 \text{ m}^2 < SH_m < 350 \text{ m}^2$) non-détectés ;
- N_{sd} : nombre d'éléments tiers (non-arbres) détectés (phénomène de sur-détection) ;
- N_{as} : nombre de polygones provenant à l'association de plusieurs arbres à houppiers chevauchant ;
- N : nombre total de quadrants.

L'imprécision de la télédétection a été calculée comme l'écart relatif entre D_m et D_t et établie pour tout couple arbre/polygone par :

$$\delta' = \frac{D_t - D_m}{D_m}$$

Afin de réduire l'imprécision, une régression linéaire a été opérée entre D_m et D_t . L'équation obtenue a permis de corriger les valeurs de D_t en appliquant la formule suivante :

$D_c = f(D_t)$ avec f la fonction de la relation allométrique établie entre D_m et D_t .

Enfin, les limites de la méthode ont été appréhendées par le calcul suivant :

$$\delta_{lim} = \frac{N_{sup} + N_{inf}}{N}$$

avec :

- N_{sup} : nombre d'arbres précomptables ($c_0 > 12,5 \text{ cm}$) dont $SH_m > 350 \text{ m}^2$;
- N_{inf} : nombre d'arbres précomptables dont $SH_m < 6 \text{ m}^2$.

1.4. ANALYSES STATISTIQUES

L'ensemble des analyses statistiques ont été opérées à l'aide du logiciel R (R Core Team 2014). Le critère de significativité a été fixé à 5% pour les différents tests utilisés. La normalité de la distribution des variables quantitatives a été évaluée à l'aide du test de normalité de Shapiro-Wilk. La non-normalité des variables a conduit à utiliser essentiellement des tests non-paramétriques. La comparaison de moyennes a ainsi été effectuée via le test de Wilcoxon (aussi connu sous nom de test de Mann-Whitney). Les analyses de variances, qui permettent d'évaluer l'influence d'un facteur qualitatif sur des variables quantitatives, ont fait appel au test de Kruskal-Wallis, secondé en cas de significativité par le test de comparaison multiple de Dunn, qui permet de distinguer les différents groupes. Les corrélations entre variables quantitatives ont été étudiées par le test de Spearman.

La comparaison de la démographie des peuplements entre les différents modes d'occupation des sols a été opérée selon la méthode de Condit et al. (1998), reprise notamment par Obiri et al. (2002). Dix-neuf classes de taille ont été définies pour D_c comprises entre 3 et 22 m (intervalle de 1 m par classe de taille). Dans chaque classe de taille i a été calculé l'effectif total d'arbres N_i . Enfin, une régression linéaire entre le milieu des classes de taille (noté m_i pour le milieu de la classe i) et $\ln(N_i + 1)$ (la transformation a permis de linéariser la courbe) a été opérée, pour chaque mode d'occupation du sol. La pente des différentes régressions informe ainsi sur la structure des peuplements (Obiri et al. 2002).

2. Résultats

2.1. PERFORMANCE DE LA METHODE DE TELEDETECTION

2.1.1 Relation allométrique pour les acacias

Sur l'ensemble des 390 quadrants, 334 quadrants contiennent un arbre précomptable. L'espèce arborée dominante est *V. raddiana* (91,9% des quadrants), suivie de *Ziziphus lotus* (5,1%), *Argania spinosa* (2,7%) et *V. flava* (un seul individu recensé). On observe une forte variation intra- et interspécifique de la taille des houppiers (Tableau 15), signe d'une hétérogénéité entre les espèces en terme de port et de développement et, pour une même espèce, de peuplements irréguliers.

La relation entre D_m (diamètre mesuré du houppier) et d_o (diamètre mesuré des troncs) a été établie à partir des mesures effectuées sur les 307 *V. raddiana* inclus dans la zone échantillonnée (Figure 50). La forte corrélation entre ces deux variables ($R^2=0,81$) confirme la pertinence du diamètre du houppier pour estimer la démographie des peuplements d'acacia.

Tableau 15 : Effectifs et tailles des houppiers des arbres mesurés sur les 390 quadrants et des polygones télédétectés automatiquement sur ces mêmes quadrants.

Espèce	Total des arbres précomptables ($c_0 > 12,5\text{cm}$)				Arbres détectables		Polygones	
	<i>n</i>	D_m moyen (m)	D_m min. (m)	D_m max. (m).	<i>n</i>	D_m moyen (m)	<i>n</i>	D_t moyen (m)
<i>V. raddiana</i>	307	$5,0 \pm 2,4$	1,4	14,4	238	$5,8 \pm 2,1$	-	-
<i>Z. lotus</i>	17	$8,8 \pm 3,3$	3,4	17,0	17	$8,8 \pm 3,3$	-	-
<i>A. Spinosa</i>	9	$3,7 \pm 1,9$	1,5	7,3	5	$5,0 \pm 1,4$	-	-
<i>V. flava</i>	1	6,6	-	-	1	6,6	-	-
Total	334	$5,1 \pm 2,6$	1,1	17,0	261	$6,0 \pm 2,3$	223	$5,9 \pm 2,8$

D_m : diamètre mesuré du houppier

D_t : diamètre télédétecté du houppier

c_0 : circonférence mesurée des troncs

2.1.1 Evaluation des erreurs et limites de la télédétection

Parmi les arbres précomptables sur la zone échantillonnée, 261 sont détectables (*i.e.* avec $6\text{ m}^2 < SH_m < 350\text{ m}^2$). Ainsi, les petits arbres non-détectables (73 au total) représentent 21,9% des individus tandis qu'aucun arbre ne présente un houppier supérieur à 350 m^2 (Tableau 16). La méthode de télédétection a généré quant à elle 223 polygones sur la zone échantillonnée, dont 194 correspondent effectivement à un individu (Tableau 15). Le pourcentage d'erreurs de la télédétection s'élève donc à $\delta = 24,9\%$ et provient essentiellement de la présence d'arbres non-détectés (Tableau 16). Enfin, avec un diamètre moyen D_m de $3,9 \pm 1,6\text{ m}$, les arbres non-détectés sont significativement plus petits que les arbres détectables (test de Wilcoxon ; $p < 0,001$).

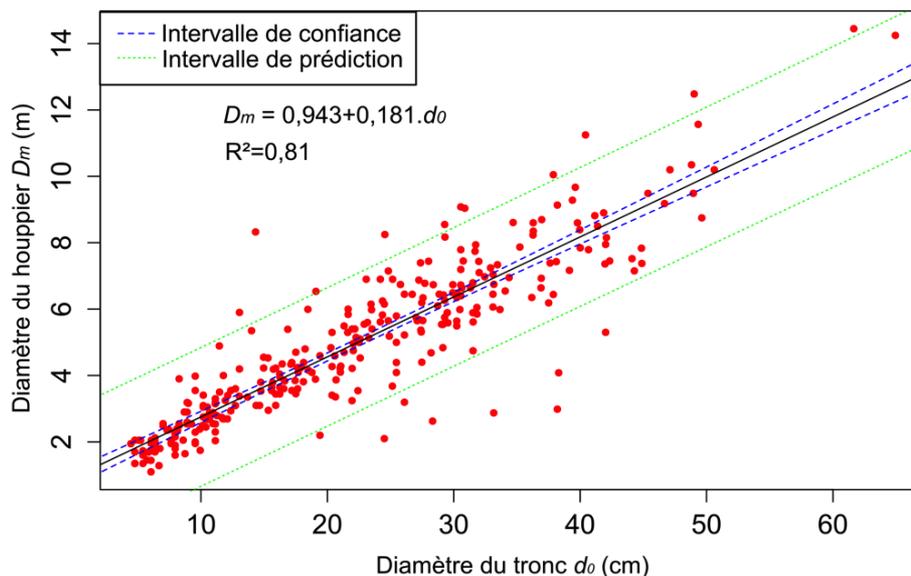


Figure 50 : Corrélation entre le diamètre mesuré du houppier (D_m) et le diamètre des troncs pour *V. raddiana* (d_o). R^2 correspond au coefficient de corrélation.

Tableau 16 : Indices de performance de la télédétection sur les 390 quadrants composant l'échantillon de terrain.

Taux d'erreurs de la télédétection							
N	N_{nd}	N_{sd}	N_{as}	δ_{nd}	δ_{sd}	δ_{as}	δ
390	65	24	7	16,7%	6,2%	1,8%	24,7%
Limites de la télédétection							
N	N_{sup}	N_{inf}	δ_{sup}	δ_{inf}	δ_{lim}		
390	0	73	0%	18,7%	18,7%		

N : nombre total de quadrants

N_{nd} : nombre de quadrants avec arbre non-détecté ($\delta_{nd}=N_{nd}/N$)

N_{sd} : nombre de quadrants sans arbre avec détection d'un objet ($\delta_{as}=N_{sd}/N$)

N_{as} : nombre de quadrants où deux arbres ont été détectés comme un seul ($\delta_{as}=N_{as}/N$)

δ : taux d'erreur ($\delta = \delta_{nd} + \delta_{sd} + \delta_{as}$)

N_{sup} : nombre de quadrants avec un arbre à houppier $> 350m^2$ ($\delta_{sup}=N_{sup}/N$)

N_{inf} : nombre de quadrants avec un arbre à houppier $< 6 m^2$ ($\delta_{inf}=N_{inf}/N$)

δ_{lim} : pourcentage d'arbres dont les dimensions dépassent l'intervalle de télédétection ($\delta_{lim}= \delta_{sup} + \delta_{inf}$)

2.2. ESTIMATION DE LA DEMOGRAPHIE DES PEUPEMENTS

2.2.1 Démographies comparées : mesures de terrain vs télédétection

Les démographies des peuplements arborés obtenues par mesures de terrain et par télédétection sont similaires et suivent toutes deux une tendance décroissante (Figure 51). La télédétection est toutefois peu efficace pour détecter les houppiers de moins de 4 m de diamètre. La taille moyenne des houppiers mesurés est significativement différente de celle des polygones détectés (test de Wilcoxon ; $p=0,002$), mais cette différence s'estompe lorsque ne sont considérés que les arbres détectables ($p=0,13$). La méthode de télédétection permet donc d'obtenir une estimation peu biaisée de la démographie des arbres ayant une surface de houppier supérieure à 6 m².

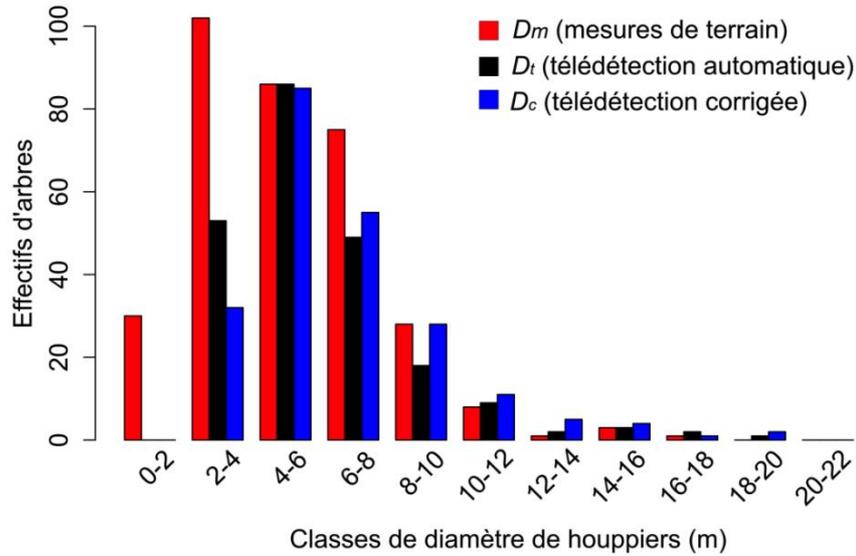


Figure 51 : Démographie des peuplements obtenue à partir des diamètres de houppiers issus des mesures de terrain (D_m en rouge), des mesures de télédétection automatique (D_t en noir) et des mesures de télédétection corrigées (D_c en bleu).

2.2.2 Correction des diamètres de houppiers télédétectés

Pour les 194 arbres télédétectés, l'écart moyen entre les mesures de terrain et la télédétection s'élève à $\delta' = -0,11 \pm 0,17$ SD. L'écart-moyen est légèrement biaisé et corrélé avec la taille des houppiers (test de Spearman ; p -value=0,03). Ainsi, une régression linéaire a été opérée afin d'enlever les biais de l'estimation des diamètres de houppier (Figure 52).

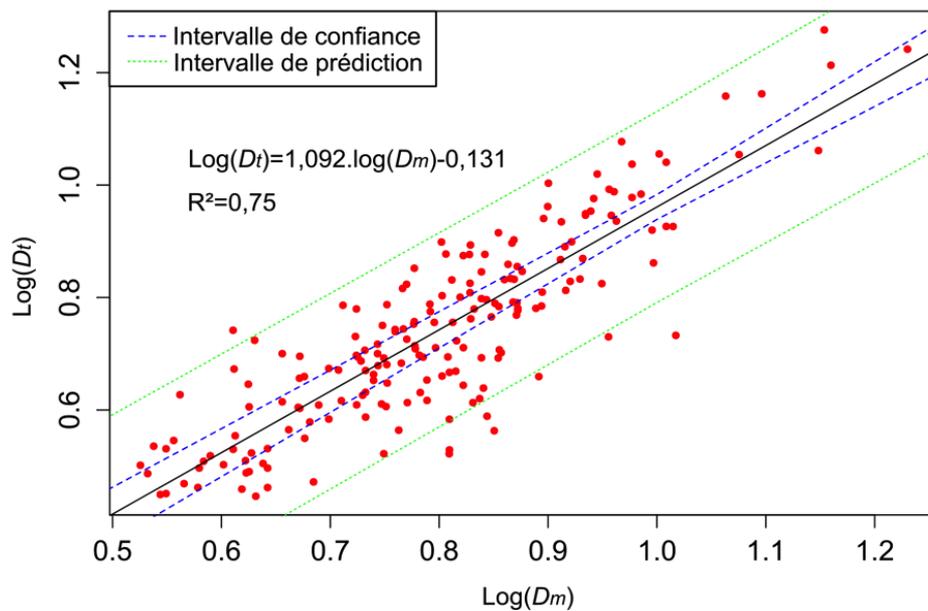


Figure 52 : Corrélation entre le logarithme du diamètre des houppiers télédétectés (D_t) et le logarithme du diamètre des houppiers mesurés (D_m). R^2 correspond au coefficient de corrélation.

L'équation de la régression linéaire a ainsi été utilisée pour calculer le diamètre corrigé des houppiers télédétectés :

$$D_c = 10^{\left[\frac{\log(D_t) + 0,131}{1,092} \right]}$$

L'écart moyen entre les diamètres corrigés et ceux mesurés s'établit alors à $-0,04 \pm 0,50$. La correction a permis de limiter la sous-estimation des effectifs d'arbres dans les classes de houppiers intermédiaires, mais contribue à surestimer la taille des grands arbres (Figure 51).

2.3. DEMOGRAPHIE DES PEUPELEMENTS ET OCCUPATION DU SOL

2.3.1 Occupation du sol et taille des individus

Le mode d'occupation du sol a une influence significative sur le diamètre des houppiers télédétectés D_t (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$) et sur le diamètre des houppiers corrigés D_c ($p < 0,001$). Ainsi, les houppiers sont en moyenne plus grands dans la plaine agropastorale ($D_c = 6,9 \pm 2,9$ m) et plus petits dans le reg pastoral ($D_c = 5,2 \pm 1,7$ m), alors que ceux de la plaine pastorale sont de taille intermédiaire ($D_c = 6,3 \pm 2,4$ m) (Tableau 17). L'hétérogénéité des valeurs moyennes traduit une démographie contrastée selon le mode d'occupation du sol (Figure 53). Le reg pastoral se caractérise par une forte proportion d'arbres à diamètre de houppier inférieur à 6 m (74,5%) et par une faible proportion d'arbres à houppier supérieur à 8 m (6,8%). Ces chiffres sont respectivement de 47,1% et de 29,3% dans le cas de la plaine agropastorale.

Tableau 17 : Caractéristiques des peuplements arborés (surface, densité et taille des houppiers) en fonction du mode d'occupation du sol.

	Reg pastoral	Plaine pastorale	Plaine agro-pastorale	Total
Surface de télédétection (ha)	2856	2879	1378	7113
Surface boisée (ha)	1508	1307	960	3775
Nombre d'arbres	4483	3681	2447	10661
D_t moyen (m)	$4,5 \pm 1,6^{(1)}$	$5,6 \pm 2,3^{(2)}$	$6,2 \pm 2,9^{(3)}$	$5,3 \pm 2,3^{***}$
D_t maximum (m)	18,4	20,9	18,9	20,9
D_c moyen (m)	$5,2 \pm 1,7^{(1)}$	$6,3 \pm 2,4^{(2)}$	$6,9 \pm 2,9^{(3)}$	$6,0 \pm 2,4^{***}$
D_c maximum (m)	19,0	21,3	19,5	21,3
Densité (/ha)	$3,17 \pm 2,80^{(1)}$	$2,72 \pm 2,29^{(2)}$	$3,19 \pm 2,73^{(1)}$	$3,02 \pm 2,62^{***}$
Densité maximale	24	20	21	24
\overline{D}_t moyen (m)	$5,1 \pm 1,3^{(1)}$	$6,3 \pm 2,1^{(2)}$	$7,2 \pm 2,7^{(3)}$	$6,0 \pm 2,2^{***}$

D_t : diamètre du houppier télédétecté

D_c : diamètre du houppier corrigé

\overline{D}_t : diamètre télédétecté moyen sur 1 ha.

* Effet significatif de l'occupation du sol (Kruskal-Wallis) avec $p < 0,05$; ** avec $p < 0,01$; *** avec $p < 0,001$.

⁽¹⁾ Groupes de valeurs établis à partir du test de Dunn.

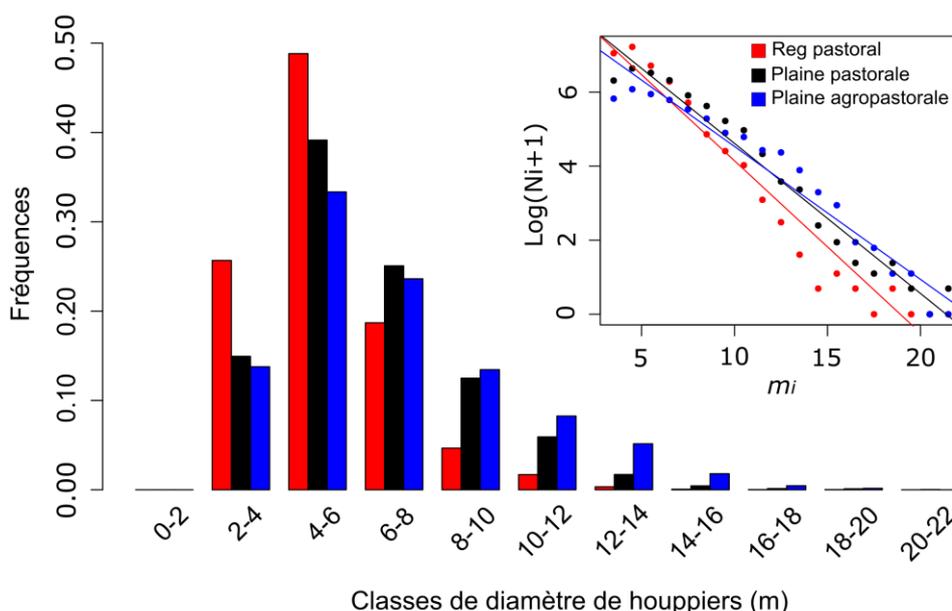


Figure 53 : Distribution des houppiers télédéteçtés (D_c) par classe de diamètre selon l'occupation des sols et droites de régression des effectifs d'individus en fonction du point médian de chaque classe.

En dépit de ces différences, l'évolution des proportions d'arbres en fonction de la taille des houppiers suit une même tendance décroissante dans les trois modes d'occupation du sol (Figure 53). Dans le reg pastoral, la régression de $\ln(N_i + 1)$ en fonction de m_i suit une droite de pente significativement négative (pente = -0,47 ; $R^2=0,96$; $p<0,001$), tout comme dans la plaine pastorale (pente = -0,41 ; $R^2=0,96$; $p<0,001$) et dans la plaine agropastorale (pente = -0,36 ; $R^2=0,95$; $p<0,001$).

2.3.2 Occupation du sol et démographie des peuplements

La densité moyenne d'arbres s'élève à $3,02 (\pm 2,62)$ ind./ha sur l'ensemble des surfaces boisées, soit sur 3 775 ha (Tableau 17). Ces faibles densités s'illustrent notamment par 2 155 ha peuplés de moins de deux arbres à l'hectare et par des peuplements de moins de 6 ind./ha sur plus de 90% des surfaces boisées. Le mode d'occupation du sol influence significativement la densité moyenne d'arbres à l'hectare (test de Kruskal-Wallis ; $p<0,001$), qui est inférieure en plaine pastorale ($2,72 \pm 2,29$), en comparaison de celles de la plaine agropastorale ($3,19 \pm 2,73$) et du reg ($3,17 \pm 2,80$) (Tableau 17). Dans les trois modes d'occupation du sol, on note néanmoins une rapide décroissance des surfaces avec l'augmentation de la densité (Figure 54).

Les cellules avec une densité supérieure à 8 ind./ha sont davantage représentées dans le reg (5,6% de la surface de reg boisée) et dans la plaine agropastorale (5,4% de la surface boisée) que dans la plaine pastorale (1,9% de la surface boisée). Le reg affiche ainsi une structure plus étalée : il contient le plus de surfaces de faible densité (1 177 ha, soit 78,1% des surfaces boisées dans le reg ont une densité inférieure à 5 ind./ha) et le plus de surfaces de forte densité.

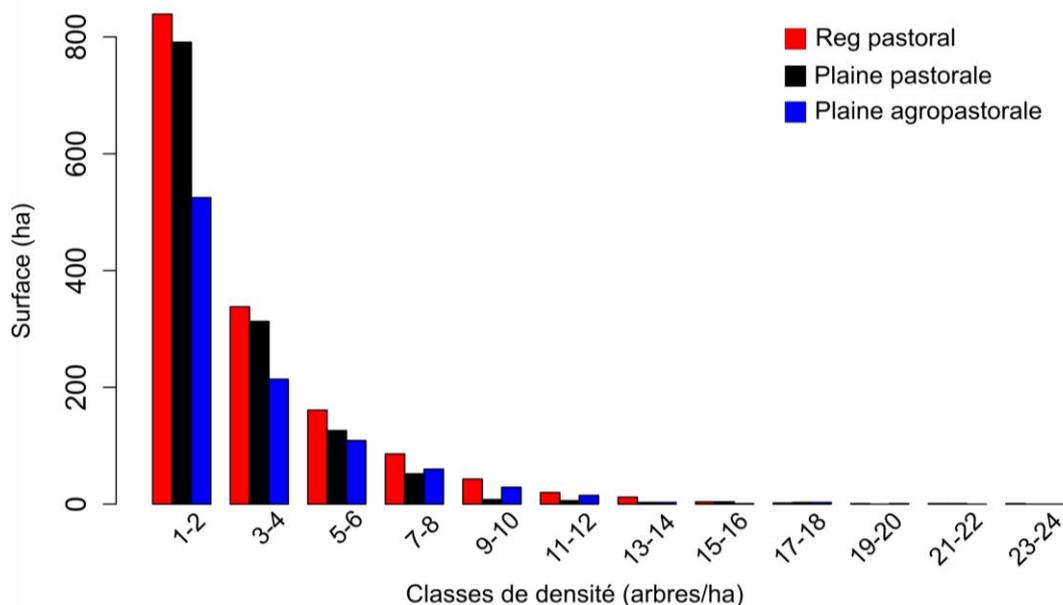


Figure 54 : Surfaces boisées par classe de densité établies par télédétection sur les pixels de 100x100m.

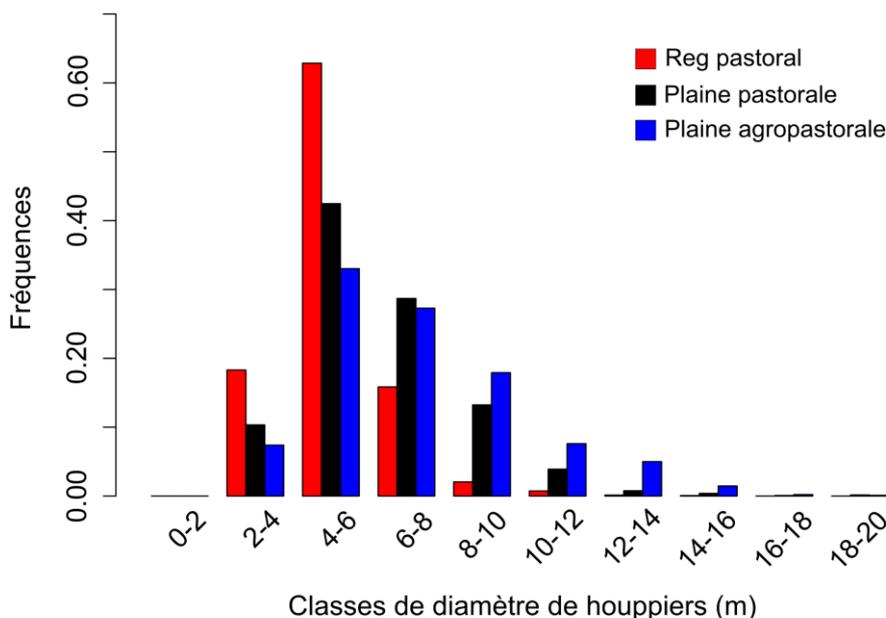


Figure 55 : Distribution des effectifs de cellules de 100x100m selon le diamètre moyen des houppiers à l’hectare.

L’occupation du sol influence également de manière significative \overline{D}_t – i.e. la taille moyenne des houppiers (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$) (Tableau 17). Le reg pastoral se caractérise par une surreprésentation des cellules à arbres de moins de 6 m en moyenne (81,1% des cellules) et par une très faible proportion de cellules où $\overline{D}_t > 8$ m (3% des cellules) (Figure 55). La plaine agropastorale affiche le profil le plus étalé avec une forte proportion de cellules où $\overline{D}_t > 8$ m (32,3% des cellules). On observe ainsi une hétérogénéité de la taille moyenne des houppiers à l’hectare à deux échelles spatiales différentes : à petite échelle, selon l’occupation du sol d’une part ; à grande échelle, selon des variations plus locales d’autre part (Figure 56).

3. Discussion

Sur la zone étudiée, *V. raddiana* représente l'espèce dominante de la strate arborée. Par conséquent, les profils démographiques obtenus reflètent essentiellement les dynamiques de cette espèce et il n'est pas possible de conclure sur celles des espèces associées. Des dynamiques positives pour l'espèce dominante peuvent en effet masquer la régression des espèces rares ou secondaires, et inversement (Galal 2011). Pour évaluer la viabilité de ces dernières, la télédétection ne semble pas être une méthode adaptée, à moins de pouvoir distinguer les différentes espèces. Par conséquent, l'argumentaire de cette discussion se focalise sur l'espèce *V. raddiana*.

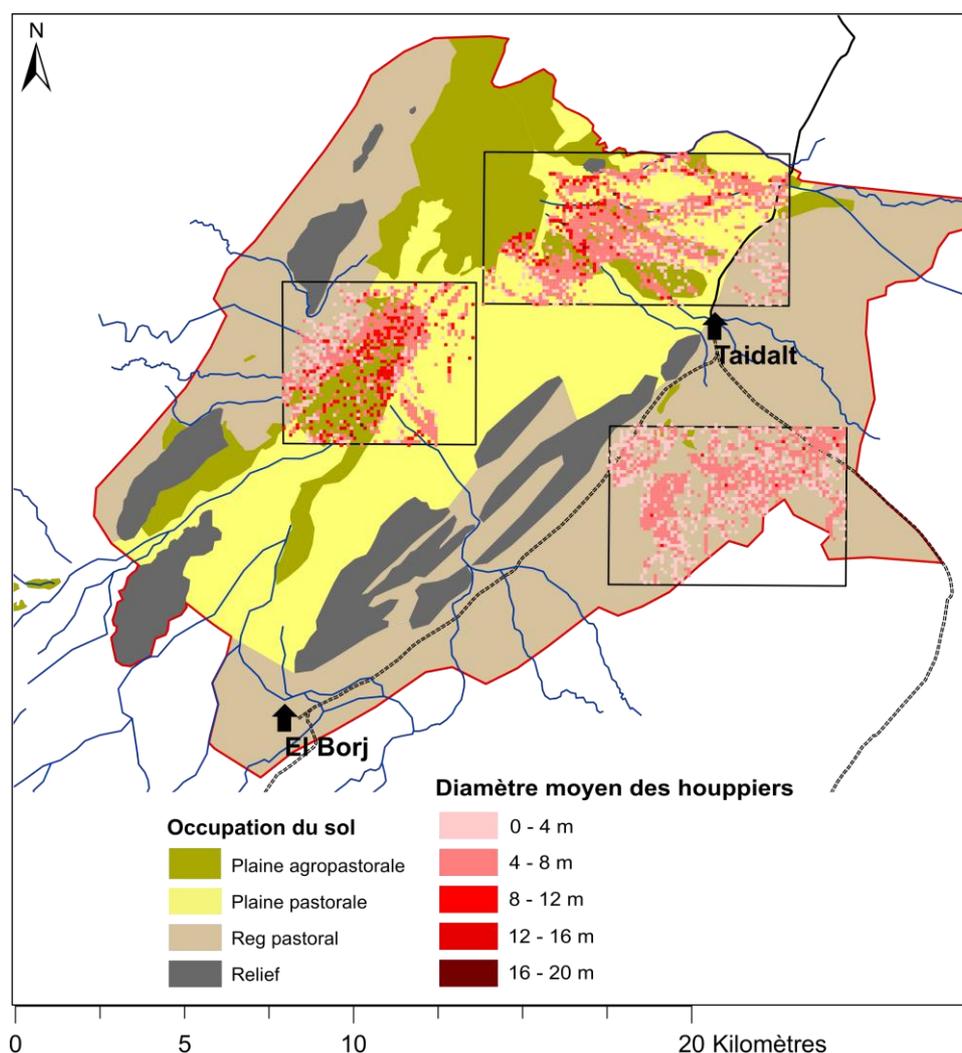


Figure 56 : Tailles moyennes des houppiers à l'échelle des cellules de 100x100 m sur les trois zones de télédétection en fonction de l'occupation du sol.

3.1. PERFORMANCES DE LA METHODE DE TELEDETECTION

3.1.1 Suivi démographique par la taille des houppiers

La taille d'un arbre peut être caractérisée par différentes variables morphométriques, dont le diamètre du tronc, du houppier, ou encore la hauteur totale de l'arbre. Or ces variables sont influencées par des facteurs différents et ne sont donc pas forcément liées entre elles ; le choix de la variable mesurée n'est donc pas neutre. Par exemple, pour un même diamètre de tronc, la hauteur d'un individu pâturé de *V. raddiana* est inférieure à celle d'un individu qui ne l'est pas (Noumi et al. 2010b). Le développement du houppier par rapport à celui du tronc dépend en outre de divers facteurs, dont la compétition entre les arbres (Archibald et Bond 2003) ou les interventions sylvicoles (Droppelmann et Berliner 2000). Utiliser la mesure des diamètres de houppiers comme indicateur du stade de développement de *V. raddiana* constituait donc une hypothèse forte de ce travail. Si cette mesure a souvent été utilisée pour le suivi démographique des peuplements de *V. raddiana* (e.g. Lahav-Ginott, Kadmon et Gersani 2001; Andersen et Krzywinski 2007; Jaouadi et al. 2012), peu d'études ont étudié précisément sa corrélation avec celle du diamètre du tronc. Seule l'étude de Ward et Rohner (1997), qui fait état d'une forte corrélation, et celle de Wiegand et al. (2000), qui utilise une relation entre diamètre du houppier et circonférence de l'arbre, font figures d'exception. Sur la zone étudiée, la forte corrélation entre diamètre des houppiers et diamètre des troncs vient conforter la validité du suivi des peuplements de *V. raddiana* par des mesures de houppier. Pour aller plus loin, il faudrait étudier l'évolution de cette corrélation selon un gradient est-ouest et nord-sud afin de mieux caractériser la variabilité du port de l'arbre en fonction de conditions bioclimatiques générales.

3.1.2 Télé-détection et démographie des peuplements

La méthode de télé-détection développée ici présente, pour le chercheur et pour le gestionnaire, plusieurs avantages. D'une part, elle se base sur des images panchromatiques haute-résolution facilement accessibles et couvrant de vastes superficies qui permettent de travailler dans de nombreuses régions et à des échelles très fines. Au vu de l'étendue du territoire saharien, du caractère très clairsemé du couvert arboré et de la forte variabilité spatiale de la dynamique des arbres (Lahav-Ginott et al. 2001), ces deux éléments paraissent indispensables pour mieux caractériser les dynamiques des peuplements de *V. raddiana* sur l'ensemble de son aire de répartition. D'autre part, cette méthode nécessite peu de logiciels et peu de technicité informatique, ce qui la rend utilisable pour des gestionnaires forestiers dans un contexte de contraintes budgétaires et de main d'œuvre limitée. Les inventaires démographiques par télé-détection pourraient contribuer à l'amélioration de la gestion forestière dans les zones arides, où le manque de données constitue un problème majeur (Raghu et al. 2013). En dépit de ces avantages, cette méthode n'est pas exempte de limites parfois contraignantes.

Premièrement, la majorité des erreurs et limites de la télé-détection sont dues à la non-détection d'arbres, notamment des plus petits. Ce phénomène concerne surtout les arbres à houppier de moins de 4 m, dont les effectifs sont sous-estimés (Figure 51). La non-détection a trait pour partie au protocole de sélection fixé par l'opérateur, notamment au choix du seuil de taille minimale destiné à exclure les buissons, mais qui exclut également les petits acacias. Par ailleurs, les petits arbres sont parfois peu contrastés sur les images et ne sont pas détectés ; c'est une limite

technique. Afin d'atténuer ce phénomène de non-détection, une amélioration de la méthode consisterait à réaliser un prétraitement des images (à l'instar du protocole de Lahav-Ginott et al. 2001) afin d'augmenter le contraste des petits acacias, mais avec le risque de détecter davantage de buissons. Par ailleurs, Moustakas et Hristopoulos (2009) ont proposé d'estimer les effectifs de petits arbres par extrapolation des effectifs des classes supérieures car la résolution des images rend inévitable la sous-estimation pour les plus petits arbres.

Deuxièmement, les mesures automatiques des surfaces de houppiers sont en moyenne en deçà des mesures de terrain. Ce biais s'explique par les erreurs commises par la télédétection lors du détournement des houppiers et par les erreurs imputables aux mesures de terrain. Par ailleurs, les images utilisées pour la télédétection dataient de février 2011, tandis que les mesures ont été effectuées en juin 2014. Dans certains habitats, Lahav-Ginott et al. (2001) ont montré que la surface des houppiers pouvait doubler en 40 ans : la croissance des arbres entre 2011 et 2014 peut avoir contribué à la sous-estimation faite par télédétection. Évaluer précisément l'accroissement entre ces deux dates demeure cependant complexe, en raison de l'irrégularité de la croissance de *V. raddiana* (Wiegand et al. 2000) et de l'absence de tables de croissance pour cette espèce. En outre, nous avons observé que la télédétection a tendance à surestimer la surface des houppiers des arbres de grande taille. Ce phénomène semble lié à la détection des ombres des houppiers : plus l'arbre est haut, plus son ombre portée s'étend au-delà de la surface houppier et est englobée dans la surface totale télédéteectée (d'après nos observations personnelles sur les acacias détectés). Ce biais pourrait être corrigé par une méthode de télédétection basée sur les propriétés texturales des images (Karlson et al. 2014).

Finalement, malgré ces différentes sources d'incertitude et d'imprécision, la méthode présentée ici fournit une image peu biaisée de la démographie des peuplements pour les arbres à houppier de plus de 4 m de diamètre, avec une tendance à sous-estimer les effectifs des individus de petite taille. Or les déficits en arbres de petite taille sont généralement interprétés comme un signe de régression des peuplements (Ward et Rohner 1997, Galal 2011). La méthode permet donc une évaluation conservatrice de la stabilité des peuplements. Son application se révèle par conséquent pertinente pour distinguer les zones où l'acacia se renouvelle de celle où il semble plutôt en déclin. Pour ces dernières, des enquêtes complémentaires de terrain permettront (1) de confirmer la tendance évaluée par la télédétection et (2) d'identifier les causes du déclin potentiel. Ce faisant, appliquée à large échelle, cette méthode peut permettre de fixer des priorités de conservation.

3.1.3 Déduire l'âge des arbres à partir de leur taille ?

La théorie démographique classique se base sur l'âge des individus d'une population pour prédire les dynamiques futures de cette population (Kirkpatrick 1984). Or l'âge est une donnée complexe à acquérir pour les arbres, en particulier en zone non-tempérée (Martínez-Ramos et Alvarez-Buylla 1998). Chez *V. raddiana*, plusieurs approches ont été envisagées en ce sens pour, *in fine*, établir une relation statistique entre âge et taille de l'arbre. Après comptage de cernes et mesures des troncs, Noumi et Chaieb (2012) ont proposé une relation entre la circonférence des troncs et l'âge des arbres et estiment par ce moyen que les acacias de leur zone d'étude en Tunisie sont âgés de 20 à 160 ans. En appliquant leur équation à notre échantillon de terrain, nous avons obtenu une fourchette similaire, avec des arbres âgés de 25 (pour un arbre avec $d_0 = 4,5$ cm) à 160 ans ($d_0 = 65$ cm). Compte-tenu de notre connaissance du terrain, l'âge estimé de l'arbre le plus jeune

semble surprenant³⁰, tandis que l'âge de l'arbre le plus vieux se distingue sensiblement des résultats d'autres études. Par exemple, Mariaux (1975) a estimé à 80 ans l'âge d'un *V. raddiana* de 75 cm de diamètre. Ces écarts traduisent les limites de la méthode par comptage de cernes pour *V. raddiana*, qui se heurte à (1) la difficulté de détecter la limite inter-cernes ; (2) la présence de cernes nuls ou ne recouvrant pas la totalité de la circonférence ; (3) la confusion des cernes avec d'autres tissus (Mariaux 1975) et (4) la présence de plusieurs cernes pour une même année (Ward et Rohner 1997). Une approche alternative consiste à mesurer des arbres d'âge connu (Sinclair 1995). Via cette méthode, Ward et Rohner (1997) estiment à 60 ans l'âge de l'arbre de plus vieux de leur zone d'étude. Si les écarts entre ces diverses estimations peuvent provenir de biais méthodologiques, ils font aussi écho à des considérations d'ordre biologique qui conduisent à émettre certaines réserves sur le lien entre l'âge et la taille des arbres dans les zones sèches. Premièrement, la croissance de *V. raddiana* varie substantiellement d'une année à l'autre selon le régime hydrique, passant de 0,2 mm/an en année sèche à 2,4 mm/an en année pluvieuse (Andersen et Krzywinski 2007a). D'autre part, la croissance pourrait être supprimée dans certaines conditions, sous l'effet de la sécheresse ou de traumatismes locaux, tels que le pâturage ou l'ébranchage (Martin et Moss 1997). A défaut de données de long-terme sur les conditions de croissance des arbres, cela peut conduire à sous-estimer leur âge. Par exemple, à partir d'une datation au ¹⁴C, Andersen et Krzywinski (2007a) soulignent l'étonnante longévité de *V. raddiana*, avec des arbres âgés de 200 à 650 ans, ce qui diffère sensiblement des estimations précédentes. Par ailleurs, les conditions d'habitat, de topographie et de sol influent aussi sur la taille (Galal 2011, Stavi et al. 2014) et la croissance des arbres (Lahav-Ginott et al. 2001). Ainsi, à l'échelle d'un peuplement, la taille des arbres est conditionnée par des facteurs régionaux (conditions climatiques) – qui induisent une variabilité temporelle dans la croissance des peuplements – et locaux (conditions de micro-habitat, exploitation par l'Homme, maladies, etc.) – qui induisent une variabilité spatiale entre les individus (Andersen et Krzywinski 2007a). Compte-tenu de l'influence conjointe de ces multiples facteurs, il semble peu probable que l'âge explique une part suffisante de la variance de la taille des arbres (Mariaux 1975).

Au-delà de ces considérations, la taille apparaîtrait comme un indicateur plus fiable (que l'âge) du stade de développement des espèces à croissance irrégulière (cf. Boîte 7.1, p. 242). Par exemple, la mortalité chez *V. raddiana* semble être liée à l'âge des individus (Ward et Rohner 1997), à son exploitation par l'Homme (Andersen et Krzywinski 2007b), ou encore à sa capacité à puiser de l'eau (Shrestha et al. 2003). Contrairement à l'âge, la taille de l'arbre permet d'intégrer l'ensemble de ces facteurs : les arbres qui meurent de vieillesse sont également les arbres les plus gros (Ward et Rohner 1997) et les agriculteurs se basent essentiellement sur des critères de taille et de forme. Ainsi, en raison de la difficulté de dater l'âge d'un arbre et de la facilité de mesurer sa taille, il paraît plus pertinent, dans une optique d'évaluation et de suivi de la viabilité des acacias, de se concentrer sur l'établissement et l'analyse de profils démographiques basés sur la taille des arbres.

³⁰ Il nous semble en effet peu probable que la croissance de *V. raddiana* soit si lente, en particulier dans la zone agropastorale. Ce chiffre contredit notamment les estimations faites par les agriculteurs lorsqu'ils étaient interrogés sur l'âge approximatif des petits acacias présents dans leurs champs.

3.2. DEMOGRAPHIE ET DYNAMIQUE DES PEUPEMENTS

3.2.1 Une dynamique des peuplements positive ?

La télédétection des houppiers aboutit à des profils démographiques décroissants en forme de « J inversé » dans les trois modes d'occupation du sol, ce qui dénote des peuplements stables, voire en expansion (Everard et al. 1995, Obiri et al. 2002, Sop et al. 2011). Comme l'illustre la Figure 51, les déficits en petits arbres dans les classes de diamètre inférieures (de moins de 4 m, Figure 53) proviennent de la non-détection des petits arbres et ne reflètent pas d'un déficit réel observé sur le terrain. Ces résultats rejoignent ceux de certaines études sur *V. raddiana*, en Israël (Wiegand et al. 2000, Lahav-Ginott et al. 2001) et en Tunisie (Jaouadi et al. 2012a). Ils se distinguent cependant de la tendance majoritaire des études qui soulignent un déficit en petits arbres (Ward et Rohner 1997, Galal 2011, Noumi et Chaieb 2012, Stavi et al. 2014). Ces déficits seraient principalement dus à un manque de régénération et/ou de recrutement, en lien avec divers facteurs. D'une part le climat, caractérisé par de faibles précipitations, pourrait être à l'origine d'un stress hydrique empêchant la germination des graines d'acacia (Danthu et al. 2003) ou engendrant une forte mortalité dans les premiers stades de développement (Rohner et Ward 1999). D'autre part, les taux élevés de contamination des graines par les bruches semblent représenter une entrave à leur germination (Rohner et Ward 1999, Noumi et al. 2010a). Enfin, les facteurs anthropiques ont des impacts locaux majeurs sur les dynamiques de *V. raddiana*. En particulier, d'importants dépérissements ont été constatés suite à la construction de routes (Ward et Rohner 1997) et de barrages (BenDavid-Novak et Schick 1997). En parallèle, l'exploitation de bois pour le charbon peut causer des problèmes locaux de conservation (Andersen et Krzywinski 2007b). Dans notre zone d'étude, les peuplements de *V. raddiana* ne sont pas menacés à court-terme. Néanmoins, l'inventaire par télédétection n'étant efficace que pour les arbres d'une certaine taille, les profils démographiques se basent sur des arbres déjà grands et témoignent donc de dynamiques passées ; les dynamiques actuelles de régénération restent inaccessibles. Les peuplements de la plaine d'*Ighuweln* sont-ils toujours dans une dynamique régénérative suffisante pour le renouvellement des peuplements à moyen-terme ? Cette interrogation fait d'autant plus sens dans cet environnement stochastique rythmé par la variabilité climatique (Wiegand et al. 2000) où les dynamiques des peuplements d'arbres peuvent changer rapidement (Holmgren et al. 2006). Malheureusement, les analyses démographiques basées sur la distribution des tailles des arbres sur pied à un temps t ne permettent pas d'évaluer le rythme actuel des changements (Obiri et al. 2002). Autrement dit, la télédétection permet de conclure que les facteurs externes étaient favorables au renouvellement des peuplements à l'époque où les arbres détectables aujourd'hui étaient au stade de semis (*i.e.* il y a 10 ou 20 ans) mais ne renseigne pas directement sur les conditions actuelles. Il faudrait pour cela avoir accès aux stades de développement les plus précoces.

3.2.2 Structure des peuplements et épisodes de régénération

Dans le cadre d'une dynamique stochastique, dans laquelle les phases de croissance et de régénération des arbres correspondent à des épisodes ponctuels et massifs lorsque les conditions climatiques sont favorables (Chesson et al. 2004, Holmgren et al. 2006), la théorie prédit une structure de peuplement irrégulière, caractérisée par des pics d'effectifs dans certaines classes de taille (Wiegand et al. 2000). Si de tels profils ont été observés dans le désert du Néguev (Ward et

Rohner 1997), ils ne se retrouvent pas systématiquement ailleurs (Lahav-Ginott et al. 2001, Noumi et Chaieb 2012, Stavi et al. 2014). Cela peut s'expliquer par la taille des classes choisie par les auteurs, qui conditionne la résolution à laquelle la démographie des arbres est appréhendée. Ainsi, Ward et Rohner (1997) obtiennent une structure irrégulière en utilisant 20 classes de diamètre de houppiers de 1 m de large. A l'inverse, les profils proposés par Noumi et Chaieb (2012) et Stavi et al. (2014) se basent sur un nombre restreint de classes de taille, à partir desquelles il est difficile d'identifier la structure irrégulière des peuplements. Or même avec des classes de diamètre de houppier de 1 m, nous avons obtenu une structure de peuplement régulière et comparable à celle présentée en Figure 53, ce qui invalide cette explication dans notre cas. Il est envisageable que les conditions climatiques soient à l'origine de la régularité de notre profil démographique. En effet, les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 110 mm dans notre région, alors qu'elles se limitent à 38 mm au désert du Néguev (Ward et Rohner 1997, Wiegand et al. 2000). Par ailleurs, l'augmentation de l'aridité dans les zones sèches est généralement concomitante d'une variabilité accrue des épisodes pluvieux (Le Houérou 1990). Donc la pluviométrie plus élevée et moins variable dans le sud-ouest marocain comparée à celle du désert du Néguev pourrait aboutir à une régénération et un recrutement des arbres plus réguliers et donc à une structure démographique plus régulière. Il conviendrait, pour tester cette hypothèse, de réaliser un suivi des peuplements sur une durée de plus de 10 à 20 ans, voire davantage, afin de caractériser précisément les dynamiques de régénération (et la durée entre deux épisodes de régénération) et l'évolution de la croissance des arbres.

3.3. INFLUENCE DE L'OCCUPATION DU SOL

3.3.1 Influence de la topographie et du micro-habitat

Contrairement à notre hypothèse de départ, l'occupation du sol ne modifie pas le profil démographique en forme de « J inversé » des peuplements de *V. raddiana*. En revanche, l'occupation du sol influence la taille moyenne des arbres et la densité des peuplements. Les peuplements du reg pastoral sont plus denses et se composent d'arbres plus petits qu'en plaine. Cette différence pourrait être due à une croissance inférieure des arbres dans le reg comparés à ceux des cours d'eau (Lahav-Ginott et al. 2001), vu que la croissance des acacias dépend majoritairement du régime hydrique (BenDavid-Novak et Schick 1997). Les différences de densité pourraient quant à elles s'expliquer par le régime des crues. En effet, selon Stavi et al. (2014), les crues entravent le développement des acacias dans certains micro-habitats. Alors que la plaine est régulièrement inondée, le reg subit des épisodes de crue moins fréquents et/ou moins intenses. Toute chose égale par ailleurs, des crues de moindre intensité engendreraient moins de mortalité dans le reg et autoriseraient des densités plus élevées. Une autre hypothèse envisageable a trait aux mécanismes de compétition inter- et intraspécifique, qui conditionnent la répartition spatiale des arbres en zones sèches (Jeltsch et al. 1996b). Compte-tenu de la taille plus faible des individus, la compétition intraspécifique pourrait être moins forte dans le reg. Si les conditions édaphiques sont moins favorables dans le reg qu'en plaine, il est possible aussi que la compétition interspécifique soit moindre en raison d'un plus faible développement du sous-étage.

Par ailleurs, nos résultats suggèrent que le mode d'occupation du sol ne conditionne pas totalement la variabilité des peuplements. En effet, comme l'illustre la Figure 56, une forte variabilité existe au sein de chaque mode d'occupation du sol. L'hétérogénéité des peuplements de *V. raddiana*

semblent être liée à des variations très locales du micro-habitat (Stavi et al. 2014, Blanco et al. 2015). Par exemple, l'alternance de chenaux et d'interfluves dans le reg influence grandement la répartition des arbres. En plaine, un écoulement hétérogène des eaux peut également induire des répartitions et des taux de croissance différents. Ainsi, l'hétérogénéité spatiale des peuplements de *V. raddiana* s'exprime (1) à petite échelle – *i.e.* celle des grandes formations topographiques (zone d'épandage, reg, etc.) ; et (2) à grande échelle – *i.e.* celle des micro-habitats (lits majeurs, lits mineurs, interfluves, etc.). Alors que les méthodes de télédétection automatisées sont pertinentes pour l'étude de la variabilité des peuplements à petite échelle, les utiliser pour caractériser la variabilité à grande échelle nécessiterait d'être en mesure d'identifier les micro-habitats par photo-interprétation. Un tel travail pourrait s'avérer utile pour parfaire les connaissances sur l'écologie de *V. raddiana*.

3.3.2 Influence des activités humaines

Nos résultats témoignent de nombreuses similarités en termes de structure de peuplement entre la plaine pastorale et la plaine agropastorale. Néanmoins, ils mettent en exergue certaines différences : les arbres sont en moyenne plus gros et les peuplements plus denses dans la plaine agropastorale. Ces résultats peuvent être liés aux conditions édaphiques plus favorables dans la plaine agricole. En effet, il paraît évident que les agriculteurs aient concentré leurs activités dans les secteurs les plus favorables, c'est-à-dire ceux recevant le plus d'eau. Or les eaux de surface constituent une source primordiale pour l'approvisionnement en eau et le développement de *V. raddiana* (Sher et al. 2010). Cependant, les densités élevées dans la plaine agricole ne sont pas en adéquation avec le rôle négatif des crues discuté précédemment (cf. 3.3.1). Par conséquent, complémentirement aux conditions environnementales, les pratiques humaines semblent avoir une influence sur la structure des peuplements de *V. raddiana* sur le long-terme. Compte-tenu des pratiques précédemment décrites au Chapitre 4, deux hypothèses peuvent être émises pour expliquer nos résultats.

Premièrement, l'influence des activités agricoles peut provenir d'un effet collatéral. L'espace agricole est en effet modelé par les humains, à travers (1) un travail de terrassement et de nivellement du terrain et (2) une orientation des eaux de crue vers les parcelles grâce à des digues et tranchées. L'objectif de cet aménagement est d'augmenter la productivité agricole grâce à une maximisation des arrivées d'eau dans les parcelles et à un ralentissement du courant afin d'augmenter l'absorption de l'eau par la terre (*i.e.* le drainage horizontal). Le ralentissement du courant des crues peut être favorable à une densité en arbres plus élevée ; la maximisation des arrivées d'eau peut quant à elle favoriser la croissance des arbres. La Figure 56 corrobore cette hypothèse : elle montre que les arbres les plus gros se concentrent autour de la zone d'écoulement principal des eaux, issue de la convergence de six rivières majeures provenant du sud-ouest et du nord-ouest. A l'inverse, d'autres secteurs agricoles sont alimentés par seulement trois affluents provenant de l'est ; ils reçoivent possiblement moins d'eau, ce qui expliquerait qu'ils présentent de plus petits arbres. Par conséquent, selon cette hypothèse, les activités agricoles modifient les conditions hydriques, ce qui aboutit à des peuplements plus denses et à de plus gros arbres ; la maîtrise des crues dans l'espace agricole pourrait être favorable aux acacias. Elles ne modifient néanmoins pas sensiblement la trajectoire écologique générale des peuplements.

De façon non-exclusive, il peut être suggéré que la différenciation des peuplements de la plaine agropastorale résulte aussi de la gestion intentionnelle des arbres. D'une part, les agriculteurs gèrent la régénération des acacias – qu'ils jugent trop abondante – en sélectionnant les individus selon leur emplacement et leurs espacements respectifs. A travers cette sélection, ils façonnent les

peuplements. D'autre part, les agriculteurs élaguent les acacias pour leur donner la forme souhaitée. Or l'élagage favorise la croissance des arbres (Droppelmann et Berliner 2000) et pourrait augmenter la longévité de *V. raddiana* (Andersen et al. 2014). Cette pratique peut par conséquent participer au développement et à la conservation des gros arbres. Pour tester cette seconde hypothèse, un travail approfondi de quantification de l'intensité des pratiques des agriculteurs à l'échelle de l'arbre serait nécessaire. Au vu de nos données, nous pouvons néanmoins conclure que la structure des peuplements de *V. raddiana* d'Ighuweln est conditionnée par des facteurs environnementaux et anthropiques. Parmi ces derniers, les pratiques agropastorales actuelles ne semblent pas menacer la stabilité des peuplements d'acacia, quelque soit leur situation topographique.

3.3.3 Quel rôle de l'élevage pour la conservation des acacias ?

Alors que l'avenir des peuplements de *V. raddiana* semble plus qu'incertain dans de nombreuses régions (Ward et Rohner 1997, Galal 2011, Noumi et Chaieb 2012), leur dynamique démographique est stable, voire progressive, dans la zone étudiée. Des études complémentaires seraient cependant nécessaires pour confirmer que les mécanismes de cette stabilité sont toujours actifs à l'heure actuelle. De surcroît, des inventaires démographiques dans d'autres régions du Maroc permettraient de savoir si cette tendance concerne l'ensemble des peuplements à acacias sahariens ou si au contraire elle est spécifique à Ighuweln et dans ce cas, il s'agirait d'en comprendre l'origine.

Outre les aspects discutés précédemment sur l'influence des facteurs environnementaux et des activités agricoles sur la structuration et la dynamique des peuplements d'acacia, l'activité pastorale pourrait également jouer un rôle non négligeable. Dans notre zone d'étude, cette influence n'a pu être quantifiée pour diverses raisons. D'une part, aucune mise en défens totale n'existe. L'ensemble du territoire a une vocation pastorale, même si l'activité peut varier sensiblement dans le temps (d'une année à l'autre) et dans l'espace selon l'abondance des pâturages dans chaque secteur. Au vu de cette variabilité spatio-temporelle, adopter une approche quantitative pour caractériser les modes de conduite des troupeaux et leur impact sur des peuplements d'arbres pérennes aurait nécessité un suivi de long-terme. Pourtant, au regard de la littérature existante, entreprendre une telle recherche pourrait s'avérer très instructif, tant l'influence des herbivores semble complexe.

Premièrement, en ingérant les graines d'acacia, les herbivores participent à la levée de la dormance tégumentaire et augmentent le taux de germination (Danthu et al. 2003). Dans le même temps, ils jouent un rôle de disperseurs voire d'ensemenciers via leur action de piétinement du sol (Noumi et al. 2010b). Ce faisant, les herbivores contribueraient positivement à la régénération des peuplements d'acacia. Cette hypothèse pourrait expliquer en partie que les peuplements étudiés ici présentent de forts taux de petits arbres, contrairement à ceux privés qui sont privés de pâturage (Ward et Rohner 1997, Noumi et Chaieb 2012). A l'inverse, le pâturage aurait des effets négatifs sur la structure des peuplements adultes, et notamment sur la taille des arbres et les densités. En outre, il pourrait ralentir – voire annuler – la croissance des jeunes semis (Andersen et Krzywinski 2007b), ce qui peut constituer une menace pour le renouvellement de l'espèce. Ainsi, selon quelles modalités les effets positifs des herbivores sur les peuplements de *V. raddiana* compensent-ils leurs effets négatifs ? Répondre à cette question constitue un défi méthodologique conséquent dans un contexte d'élevage mobile rythmé par l'aléa climatique, mais comblerait une lacune majeure des connaissances actuelles sur l'écologie et la conservation de *V. raddiana*.

Conclusion

La mise au point d'une méthode de télédétection a permis d'évaluer la démographie et la viabilité de la strate arborée, et notamment dans le cas présent, des peuplements de *V. raddiana*. Cette méthode s'est avérée efficace pour les arbres ayant un houppier de plus de 4 m de diamètre et pourrait être utile dans une perspective d'évaluation régionale de la viabilité des peuplements. Appliquée sur les peuplements de la plaine d'*Ighuweln*, la télédétection a permis de mettre en évidence des profils démographiques en forme de « J inversé », quel que soit le mode d'occupation du sol. De tels résultats suggèrent que les peuplements d'acacia de ce terroir sont stables, voire en expansion, indépendamment de leur situation topographique ou des activités humaines. Contrairement à notre hypothèse de départ, la gestion des arbres de l'espace agricole ne semble pas modifier la dynamique des peuplements et n'a qu'un effet modéré sur leur structure. Ainsi, les peuplements se distinguent davantage selon le facteur topographique (reg / plaine) que selon les activités humaines (pastorales / agropastorales). Malgré l'attention particulière et la gestion qui s'appliquent aux acacias dans les zones agricoles (Chapitre 4), la trajectoire écologique des peuplements n'est donc pas modifiée et seule la structure (densité, fréquence en gros arbres) est légèrement affectée. Pour comprendre ces résultats, plusieurs hypothèses ont été formulées. D'une part, le profil démographique régulier pourrait être lié à des conditions pluviométriques favorables, assurant une régénération et un recrutement réguliers. D'autre part, les peuplements d'acacia pourrait bénéficier de l'influence des herbivores domestiques, reconnus par ailleurs comme facilitateurs de la régénération de cette espèce. Des études complémentaires seraient cependant nécessaires pour tester ces hypothèses. Néanmoins, nos résultats indiquent que les activités humaines actuelles pratiquées dans la plaine d'*Ighuweln*, agricoles et pastorales, ne sont pas incompatibles avec la conservation des peuplements de *V. raddiana*.

L'approche adoptée ici n'est cependant pas en mesure de mettre à jour les dynamiques en cours dans les peuplements (en raison du seuil minimal de taille des arbres détectables). Quel est l'état de la régénération des peuplements de *V. raddiana* aujourd'hui, et en quoi le mode d'occupation du sol ou le micro-habitat conditionnent-ils le renouvellement de l'espèce ? En outre, il est impossible de faire ressortir par une telle approche par télédétection l'influence éventuelle des activités humaines de manière fine. Quelles influences exercent ces activités sur la régénération des peuplements d'acacia ? Plus spécifiquement, quelles pratiques humaines (parmi celles identifiées dans le Chapitre 4) affectent la viabilité des individus, puis celle des peuplements, et dans quel sens ? Une approche par inventaires et mesures directes sur les arbres semble donc indispensable à ce stade pour mieux comprendre la variabilité des peuplements d'une part, et l'influence des pratiques humaines d'autre part.

Chapitre 6. L'influence de l'agropastoralisme saharien sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia

Article publié et présenté en Annexe 2.

Blanco, J., D. Genin, et S. M. Carrière. 2015. The influence of Saharan agro-pastoralism on the structure and dynamics of acacia stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213:21-31.

Dans les chapitres précédents nous avons montré que les peuplements d'acacia étaient gérés et exploités par les agropasteurs de la plaine d'*Ighuwelln*. Cette exploitation/gestion correspond à quatre types d'activité qui se superposent ou pas. Dans les zones d'épandage où est pratiquée l'agriculture d'inondation, les agriculteurs régulent la densité en arbres et taillent ceux qu'ils choisissent de conserver. Le pâturage a un effet direct sur les acacias, ainsi que le gaulage (des feuilles et des gousses) et l'écorçage des arbres par les humains pour l'alimentation de leurs animaux. Les acacias sont également élagués et parfois abattus pour leur bois, utilisé pour les besoins domestiques (chauffage) ou revendu sous forme de charbon. Enfin, les usages médicaux des acacias entraînent une exploitation des feuilles et des gousses, ainsi que la collecte de gomme.

Malgré ces différentes formes d'exploitation, les peuplements d'acacia de la plaine d'*Ighuwelln* sont dans une dynamique positive et, à l'échelle des peuplements, l'influence de la situation topographique est apparue comme prédominante face à celle des activités humaines (cf. Chapitre 5). Toutefois, ces résultats peuvent provenir de biais issus de la méthode par télédétection. D'abord, la mortalité des arbres – en raison de l'abattage ou de la sécheresse – ne peut être identifiée par télédétection qu'à condition de disposer de plusieurs images de la même zone prises à des dates différentes (Andersen et Krzywinski 2007b). A défaut, un comptage des souches peut également être effectué sur le terrain (Dembélé et al. 2006). Les zones non-boisées ou à faible densité d'arbres pourraient ainsi avoir connu une mortalité importante, ce qui serait signe d'une contraction de l'aire de répartition des acacias dans la plaine d'*Ighuwelln* et tendrait à relativiser les conclusions du Chapitre 5. Ensuite, la méthode de télédétection utilisée précédemment ne permet pas d'évaluer l'état sanitaire des arbres sur pied. Un mauvais état sanitaire des peuplements peut être le reflet d'une dégradation en cours, en raison d'une exploitation trop intensive ou de conditions environnementales trop rudes. L'état sanitaire peut notamment être évalué sur le terrain, *via* des indices de verdure de la canopée (Andersen et Krzywinski 2007b) ou *via* le nombre de branches mortes (Abd El-Wahab et al. 2014). De la même façon, l'évaluation des taux de

régénération n'est pas possible par télédétection en raison du seuil de détectabilité des individus. A l'heure actuelle, seules des approches de terrain semblent adaptées au recensement des plus petits individus et à la mise au jour de cette dynamique. Enfin, le pâturage exerce un effet sur la hauteur et le diamètre du tronc des arbres (Noumi et al. 2010b) ; ses effets s'observent ainsi à une autre échelle que celle de la télédétection, celle des individus et non celle des peuplements.

Finalement, l'influence des activités humaines peut s'exprimer à une échelle plus locale, celle de l'arbre ; dans ce cas, une approche par télédétection ne permettrait pas de la mettre en lumière. Une batterie d'indicateurs peut en revanche être utilisée à l'échelle des individus pour caractériser la nature et l'intensité de l'exploitation humaine – méthode qui semble la plus adaptée pour évaluer l'impact des pratiques humaines lorsque la croissance des arbres est méconnue et qu'il est impossible de quantifier les prélèvements annuels de bois ou de fourrage (Cordier 2010). Un tel travail, requérant des inventaires de terrain, doit permettre de mieux distinguer les influences respectives du milieu et des différentes pratiques. Les objectifs de ce chapitre sont donc (1) d'évaluer précisément les dynamiques actuelles des peuplements de *V. raddiana* dans la plaine d'*Ighuweln* et (2) de caractériser l'influence des activités humaines sur les individus.

1. Matériels et méthodes

1.1. METHODE D'ECHANTILLONNAGE

Les inventaires dendrométriques ont été menés dans les placettes qui ont servi, au Chapitre 5, à valider la méthode de télédétection (Figure 47). L'échantillonnage a ainsi été stratifié selon la topographie et la densité en arbres obtenue par télédétection. Le même type de placette, utilisant méthode des quadrants centrés sur un point (Figure 49), a été mobilisé. Un tel échantillonnage est adapté pour étudier l'influence de la topographie sur les individus et dans des peuplements contrastés en termes de densité à l'hectare. Les placettes étaient de plus réparties selon différents modes d'occupation du sol et de micro-habitats, afin de tester l'influence conjointe de ces deux facteurs.

1.2. PROTOCOLE D'INVENTAIRE ET DE MESURES

1.2.1 Indicateurs de l'intensité des pratiques humaines

A partir des entretiens et observations menés dans le cadre de l'étude de la gestion des acacias dans la plaine d'*Ighuweln* (cf. Chapitre 3 et 4), des indicateurs et des indices ont été définis afin d'identifier la nature et de mesurer l'intensité des pratiques humaines à l'échelle des individus (Tableau 18).

Tableau 18 : Pratiques et activités humaines influençant les peuplements de *V. raddiana*, indicateurs et indices associés

Activité	Pratiques	Indicateur mesurable	Indice correspondant
Agriculture	Tailles et élagage	Nombre de cicatrices visibles	IT (intensité de taille)
	Régulation de la régénération	Densité d'arbres	R (distance de l'arbre le plus proche) λ (densité d'arbres)
Elevage	Gaulage des feuilles	Etat du feuillage	IV (indice de verdure)
	Gaulage des gousses	Nombre de gousses	TRT (taux de régénération totale) TRE (taux de régénération établie)
	Ecorçage	Etat de l'écorce	IE (intensité d'écorçage) PE (probabilité d'écorçage)
Exploitation de bois	Elagage	Nombre de cicatrices	IT
	Abattage	Nombre de souches	Comptage des souches
Pharmacopée	Récolte de feuilles	Etat du feuillage	IV
	Collecte de gomme	Pas d'indicateur mesurable	-
	Gaulage de gousses	Nombre de gousses	TRT TRE
	Ecorçage	Etat de l'écorce	IE PE

1.2.2 Mesures et données récoltées dans les placettes

Chaque placette a été définie par son centre puis, dans chaque quadrant, délimitée par l'arbre précomptable (*i.e.* avec une circonférence à la base $c_0 > 12,5$ cm) le plus proche. Dans chaque quadrant, l'arbre le plus proche a été géolocalisé et sa distance au centre R a été mesurée quand $R < 30$ m ou calculée à partir de sa géolocalisation quand $R > 30$ m. Dans le cas où aucun arbre ne se trouvait à moins de 100 m du centre, le quadrant était considéré comme vide. Après détermination de l'espèce, les variables suivantes ont été mesurées pour tous les individus précomptables :

- H : la hauteur totale de l'arbre ;
- c_0 : la mesure de la circonférence à la base pour toutes les tiges avec $c_0 > 12,5$ cm ;
- D_{max} : mesure du diamètre maximal du houppier ;
- D_{min} : mesure du diamètre perpendiculaire au diamètre maximal du houppier ;
- h : hauteur de la première feuille verte ;
- IE (intensité d'écorçage) : estimation du pourcentage de tronc écorcé ;
- IT (intensité de taille) : comptage du nombre de cicatrices visibles ;
- IV (indice de verdure du houppier³¹) : estimé de façon qualitative à l'aide d'un indice (0 : absence de feuilles vertes ; 1 : feuilles vertes sur moins de la moitié du houppier ; 2 : feuilles vertes sur 50 à 90% du houppier ; 3 : houppier dense et vert en totalité).

Sur l'ensemble de la surface de chaque quadrant (Figure 49) un comptage de la régénération a été réalisé en distinguant les plantules (*i.e.* avec $10 \text{ cm} < H < 50 \text{ cm}$ et $c_0 < 12,5 \text{ cm}$) des jeunes arbres ($H > 50 \text{ cm}$ et $c_0 < 12,5 \text{ cm}$). Le micro-habitat a été classé selon les modalités suivantes : plaine d'inondation, chenal principal d'oued, chenal secondaire et interfluve (Stavi et al. 2014).

³¹ Les inventaires ont été réalisés sur une période réduite (entre le 28/05 et le 12/06/2014) compte-tenu de l'influence de la saison sur la verdure du houppier.

1.3. VARIABLES CALCULEES ET ANALYSES STATISTIQUES

A partir des mesures de circonférence ont été calculés pour chaque individu la surface terrière totale g et le diamètre total des troncs d_0 en appliquant les formules présentées au Chapitre 5. Un indice de forme (IF) a été calculé pour caractériser la forme générale des arbres par la formule :

$$IF = \frac{H}{d_0}$$

En raison de la présence de quadrants vides, la densité en arbres λ a été calculée en appliquant la formule de correction de Warde et Petranksa (1981) présentée en Annexe 2. En parallèle, la densité relative pour chaque espèce d'arbre identifiée i a été établie par la formule :

$$\lambda_i = \sum \frac{n_i}{4n - n_0}$$

avec n_i : nombre de quadrants avec l'espèce i .

Le taux de régénération totale (TRT) a été défini comme le ratio entre le nombre de plantules et de jeunes arbres et le nombre d'arbres précomptables ; le taux de régénération établie (TRE) correspondait quant à lui au ratio entre le nombre de jeunes arbres et le nombre d'arbres précomptables. La probabilité d'écorçage (PE) a été calculée à partir du pourcentage d'arbres écorcés. Enfin, la mortalité a été estimée à partir du nombre de souches visibles et d'arbres morts (*i.e.* avec un $IV=0$).

Les variables quantitatives (*i.e.* R, d_0 , H, h, SH, IF, IE, IV et IT) ont été intégrées à une analyse en composantes principales afin de caractériser leur influence pour expliquer l'hétérogénéité des arbres à l'échelle individuelle. Des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis et de Dunn ont permis d'identifier les regroupements d'individus éventuels. Lorsque la distribution des variables testées était normale et homoscédaste, un test d'ANOVA était privilégié. Les corrélations entre variables quantitatives ont été montrées par le test de Spearman. L'ensemble des analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R (R Core Team 2014).

2. Résultats

2.1. STRUCTURE DES PEUPELEMENTS D'ACACIA

2.1.1 Répartition des acacias et variabilité individuelle

La strate arborée est dominée par *V. raddiana*, qui occupe 79,6% des quadrants (Tableau 19) dont la majorité (67,3%) se situent en plaine d'inondation (micro-habitat le plus répandu). Parmi ces derniers, 77,3% contiennent un individu, tandis que l'espèce se rencontre dans 96,2% des quadrants situés dans les chenaux secondaires.

Tableau 19 : Composition arborée et abondance dans les 468 quadrants échantillonnés selon les modes d'occupation du sol et les micro-habitats

	<i>V. raddiana</i>	<i>V. flava</i>	<i>Argania spinosa</i>	<i>Ziziphus lotus</i>	Vide	Total
Reg	145	0	8	0	19	172
Chenal principal	15	-	6	-	2	23
Chenal secondaire	65	-	-	-	-	65
Plaine d'inondation	65	-	2	-	2	69
Interfluve	-	-	-	-	15	15
Plaine pastorale	148	0	1	20	34	203
Chenal principal	35	-	1	4	9	49
Chenal secondaire	9	-	-	1	-	10
Plaine d'inondation	104	-	-	15	25	144
Interfluve	-	-	-	-	-	-
Plaine agropastorale	67	1	1	15	9	93
Chenal principal	2	-	-	4	-	6
Chenal secondaire	2	-	1	2	-	5
Plaine d'inondation	63	1	-	29	9	102
Interfluve	-	-	-	-	-	-
Total	360	1	10	35	62	468

L'analyse en composante principale (ACP) explique 60% de la variance totale mesurée sur les *V. raddiana* (Figure 57). Le premier axe (45,27% de la variance) est construit à partir des variables de taille (*i.e.* SH, d_0 et H); le second (15,16%) est associé à l'indice de verdure et à l'intensité de l'écorçage. Dans le plan de l'ACP, il n'est pas possible d'identifier de regroupement des individus selon le mode d'occupation du sol ou le micro-habitat (Figure 57). En revanche, des tests de Kruskal-Wallis ont montré que ces deux facteurs influencent significativement les variables liées à la taille des arbres, contrairement à la topographie. Des tests de Dunn regroupent ainsi les individus du reg et de la plaine pastorale d'un côté, et les individus de la plaine agropastorale de l'autre.

2.1.2 Influence de l'occupation du sol sur les acacias

Les peuplements d'acacia se caractérisent par des arbres de faible hauteur ($2,9 \pm 1,3$ m) atteignant au maximum les neuf mètres. Les distributions des individus selon le diamètre des troncs montrent une dominance des petits individus de moins de 10 cm (Figure 58).

Dans le reg et dans la plaine agropastorale, la hauteur des arbres (test de Dunn ; $p=0,45$) et la surface des houppiers ($p=0,21$) sont similaires, et se distinguent de celles mesurées dans la plaine pastorale ($p<0,001$). Le diamètre des troncs différencie quant à lui la plaine et le reg ($p=0,09$) de la plaine agro-pastorale ($p<0,03$). L'indice de verdure est similaire uniquement entre la plaine pastorale et la plaine agropastorale ($p=0,28$), opposées au reg ($p<0,001$).

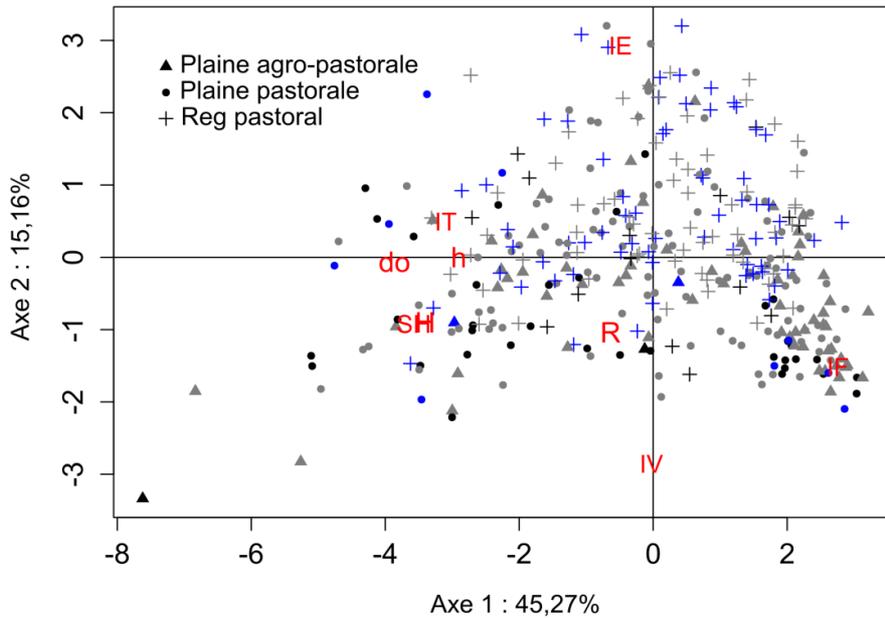


Figure 57 : Projection des acacias et des variables dans le plan de l'ACP selon le mode d'occupation du sol (symboles) et les micro-habitats (gris : plaine d'inondation ; bleu : chenal principal ; noir : chenal secondaire). Le nom des variables est en rouge : IE : intensité d'écorçage ; IT : intensité de taille ; d_0 : diamètre du tronc ; h : hauteur de la première feuille verte ; SH : surface du houppier ; H : hauteur totale ; R : distance au centre de la placette ; IV : indice de verdure ; IF : indice de forme.

Pour chaque mode d'occupation du sol, la distance à l'arbre le plus proche est très variable : $38,6 \pm 22,5$ m dans le reg ; $41,3 \pm 23,9$ m dans la plaine pastorale ; $39,2 \pm 22,8$ m dans la plaine agro-pastorale. Les différences sont significatives seulement entre la plaine agropastorale et la plaine pastorale (test de Wilcoxon ; $p=0,02$). Le micro-habitat influence également significativement cette distance (test de Kruskal-Wallis ; $p<0,001$). En outre, les densités en arbres correspondantes s'élèvent à 5,2 ind./ha dans le reg, à 4,0 ind./ha dans la plaine pastorale et à 6,1 ind./ha dans la plaine agropastorale.

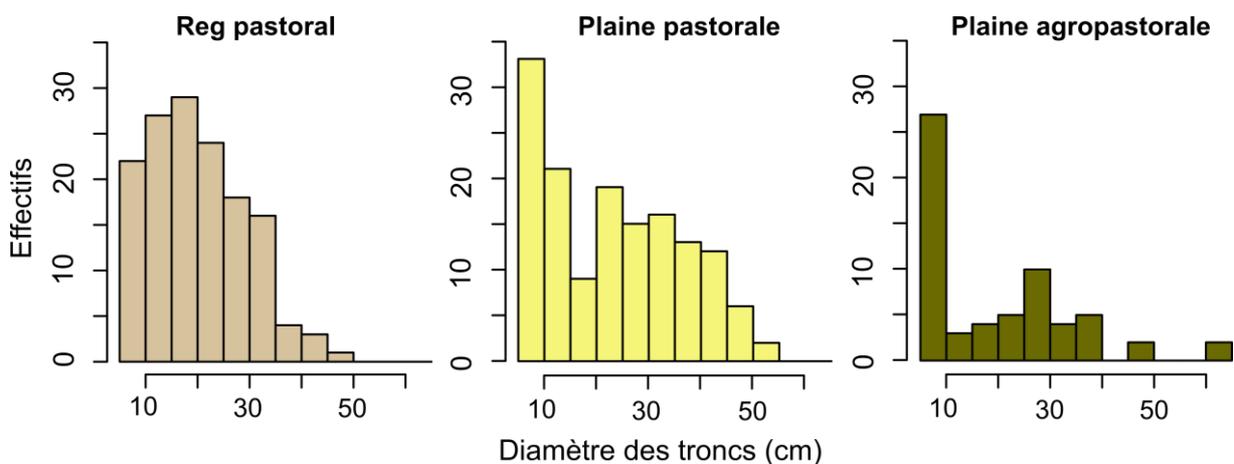


Figure 58 : Profils démographiques des peuplements de *V. raddiana* en fonction de l'occupation du sol (incluant les arbres dont $d_0 > 5$ cm).

2.2. DYNAMIQUES DES PEUPEMENTS D'ACACIA

2.2.1 Régénération des acacias

La régénération des acacias est constituée de 377 individus, dont 205 plantules et 172 jeunes arbres. Elle est présente dans 24% des quadrants dans le reg, dans 20% dans la plaine pastorale et dans 49% dans la plaine agropastorale ; ainsi que dans 28% des quadrants en plaine d'inondation, dans 23% de ceux dans les chenaux principaux, dans 30% des chenaux secondaires et dans 20% des interfluves. La densité de la régénération est significativement influencée par le mode d'occupation du sol (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,001$) tout en étant très variable au sein de chacun de ces modes. Ainsi, elle est de $4,6 \pm 17,2$ ind./ha dans le reg, de $4,3 \pm 20,1$ ind./ha dans la plaine pastorale et de $28,7 \pm 65,5$ ind./ha dans la plaine agropastorale. A l'inverse, le micro-habitat n'a pas eu d'effet significatif sur la densité de régénération ($p = 0,50$).

2.2.2 Mortalité des acacias et exploitation humaine

Onze souches ont été dénombrées sur l'ensemble des quadrants et seulement un arbre à houppier totalement sec a été identifié. Les taux de mortalité sont ainsi relativement bas : 3,4% dans le reg ; 4,7% dans la plaine pastorale ; 0% dans la plaine agro-pastorale. A l'inverse, 60,3% des arbres présentent des traces de tailles ou d'élagage, avec en moyenne $5,4 \pm 7,0$ cicatrices par individu.

L'écorçage concerne 33,9% des arbres, dont 42,1% dans le reg, 35,1% dans la plaine pastorale et 13,4% dans la plaine agropastorale. Outre l'influence du mode d'occupation du sol, l'écorçage (en termes de probabilité et d'intensité) dépend du diamètre des troncs ($p < 0,001$). Les arbres les plus gros sont ainsi les plus écorcés.

2.2.3 Vitalité des acacias

Dans les plaines pastorale et agropastorale, les pourcentages d'arbres avec un indice de verdure de « 3 » (39,1% et 37,3%, respectivement) sont plus élevés que dans le reg (9,0%). De même, 20% des acacias dans le reg ont un indice de verdure de « 1 » ; ce chiffre est de 14,2% dans la plaine pastorale et de 6,0% dans la plaine agropastorale. Le mode d'occupation du sol influence donc la verdure des arbres ($p < 0,001$). En parallèle, cette dernière est négativement corrélée avec l'intensité d'écorçage (test de Spearman ; $p < 0,001$; $\rho = -0,21$).

3. Discussion

3.1. STRUCTURE DES PEUPEMENTS D'ACACIA

Les peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'Ighuweln se présentent sous la forme d'arbres clairsemés de petite taille, comparables aux peuplements tunisiens (Noumi et Chaieb 2012) et israéliens (Ward et Rohner 1997). La hauteur des arbres et la surface de leur houppier sont également similaires à celles trouvées dans la littérature (Lahav-Ginott et al. 2001, Noumi et al. 2010b). Nos résultats révèlent enfin des densités du même ordre de grandeur que celles observées en Tunisie (avec 5 ind./ha ; Noumi et Chaieb, 2012) et dans le désert du Néguev (de 0,4 à 16 ind./ha ;

Andersen et Krzywinski 2007, BenDavid-Novak et Schick 1997). Par ailleurs, la densité des peuplements dans la plaine d'*Ighuweln* semble influencée à la fois par le type de micro-habitat et par le mode d'occupation du sol. L'influence du micro-habitat semble être associée à des variations du régime des courants d'eau (Lahav-Ginott et al. 2001, Stavi et al. 2014) : par exemple, les crues violentes déracinent les arbres et conduisent à de faibles densités dans les rivières principales. Il est en outre envisageable que d'autres facteurs écologiques expliquent l'effet du micro-habitat sur la densité des peuplements (e.g. la fertilité du sol), ce qui demanderait des études complémentaires.

Les densités obtenues par les inventaires diffèrent par ailleurs de celles obtenues par télédétection (cf. Chapitre 5). Dans le premier cas, l'évaluation était de 5,2 ind./ha dans le reg, de 4,0 dans la plaine pastorale et de 6,1 dans la plaine agropastorale. Dans le second, nous avons obtenu 3,2 ind./ha dans le reg, 2,7 dans la plaine pastorale et 3,2 dans la plaine agropastorale. Si les valeurs diffèrent, les deux évaluations mettent cependant en lumière les mêmes tendances : les peuplements en zone agropastorale sont les plus denses, suivis de ceux du reg. Des biais méthodologiques peuvent expliquer les écarts constatés. Premièrement, la méthode d'inventaire a mesuré des arbres plus petits que la méthode par télédétection. Dans le Chapitre 5, il a ainsi été souligné que cette méthode détectait les arbres dont le houppier mesurait plus de 6 m², alors que le nombre de petits individus n'est pas négligeable. Cet écart de sensibilité des deux méthodes conduit ainsi à des densités supérieures dans les inventaires de terrain. Deuxièmement, l'échantillonnage de terrain a été stratifié selon la densité des peuplements, afin de mieux appréhender leur diversité. Or les zones à faible densité sont fortement majoritaires (cf. Chapitre 5). Ainsi, la stratification réalisée pour les inventaires de terrain a conduit à une surreprésentation des zones à forte densité et a contribué à une surévaluation de la densité des peuplements par les inventaires.

3.2. DYNAMIQUE DES PEUPELEMENTS ET INFLUENCE DES ACTIVITES HUMAINES

3.2.1 Une dynamique régénérative entretenue par les activités humaines

Les inventaires de terrain corroborent les résultats du Chapitre 5 en mettant à jour une structure diamétrique décroissante des peuplements, signe de leur stabilité. En outre, la régénération était présente dans tous les modes d'occupation du sol, avec des taux systématiquement supérieurs aux taux de mortalité. Ces résultats permettent ainsi de conclure sur l'absence de problèmes actuels de renouvellement des peuplements. La zone agropastorale affiche en particulier des taux très élevés de régénération. Dans les zones sèches, la régénération des arbres est fortement dépendante de la disponibilité en eau (Larwanou et Saadou 2005) et en particulier de la répartition spatio-temporelle des pluies, qui affecte les flux de surface (Ward et Rohner 1997, BenDavid-Novak et Schick 1997). Ainsi, la forte régénération constatée dans les zones de culture peut simplement s'expliquer par le fait que ces zones sont les plus favorables en termes de conditions hydriques. Par ailleurs, l'on peut supposer que la domestication de ces espaces par les agriculteurs favorise d'autant plus la régénération de *V. raddiana*. En effet, les aménagements hydriques de la plaine (barrages, digues, travaux de terrassement ; cf. Chapitre 3, p. 124) sont destinés à maximiser les surfaces impactées par les crues et à ralentir la vitesse de l'écoulement. Par ailleurs, le travail du sol (cf. Chapitre 3, p. 127) contribue à rompre la couche de battance des sols et à améliorer l'infiltration de l'eau. Ainsi, l'aménagement et la gestion des zones cultivées semblent favorables à (1) l'installation et la

protection des graines dans le sol et (2) la création d'un micro-habitat privilégié pour leur germination (Noumi et al. 2010a).

D'autre part, le pâturage modéré est reconnu comme favorable à la reproduction de l'espèce (Miller 1996, Rohner et Ward 1999, Danthu et al. 2003). A l'heure actuelle, la régénération de l'acacia des parcours ne semble pas compromise par le pâturage. Néanmoins, l'influence de l'élevage sur la régénération n'a pu être évaluée précisément par notre étude. D'une part, dans un contexte d'élevage mobile où les droits de parcours sont relativement libres (cf. Chapitre 3, p. 94), les études ponctuelles ne sont pas adaptées à un tel travail (Andersen et Krzywinski 2007b). D'autre part, l'absence de zones strictement non-pâturées ne permettait pas de mesurer un peuplement témoin, ne subissant pas l'influence des bêtes et des humains. Afin de comprendre plus précisément les modalités de la régénération des acacias dans la plaine d'*Ighuweln*, il serait nécessaire d'étudier spécifiquement (1) l'influence de l'élevage domestique sur la dispersion, la germination et la survie des plantules et (2) l'influence de la prédation par les insectes, qui est problématique dans certaines régions (Noumi et al. 2010a).

3.2.2 Des pratiques nuisibles mais insignifiantes

Nos résultats indiquent de faibles taux de mortalité dans les peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln*. Ces derniers contrastent avec certains taux de mortalité, notamment avec les 16,8% observés dans certaines régions du Néguev (Stavi et al. 2014). Selon les régions et les contextes locaux, les auteurs attribuent la mortalité des acacias au changement climatique (Stavi et al. 2014), à la construction d'infrastructures routières ou hydrauliques (Ward et Rohner 1997, BenDavid-Novak et Schick 1997) ou encore à la production de charbon (Andersen et Krzywinski 2007b). Dans notre cas, malgré une pratique effective de charbonnage (cf. Chapitre 4, p. 153), la survie des peuplements ne semble pas menacée. L'intensité de cette activité, qui est pratiquée occasionnellement par une ou deux personnes, est donc supportée par les peuplements de *V. raddiana*.

A l'inverse, l'écorçage concerne environ un tiers des arbres et peut représenter une réelle menace. En effet, il affecte la croissance des arbres (Scogings et Macanda 2005) et peut contribuer à un stress hydrique accru, rendant les individus plus vulnérables aux épisodes de sécheresse. Néanmoins, l'écorçage ne conduit pas à un dépérissement immédiat des individus – à moins de concerner l'ensemble de la circonférence des troncs (Moncrieff et al. 2008) – et son influence à moyen-terme est difficile à prévoir.

Conclusion

Les peuplements d'acacia – espèce dominante de la plaine d'*Ighuweln* – se caractérisent par leur forte irrégularité à l'échelle des individus, quel que soit le mode d'occupation du sol, la situation topographique ou le micro-habitat. La taille des arbres dépend néanmoins de l'occupation du sol, qui regroupe des hétérogénéités du milieu mais aussi des pratiques humaines, tandis que leur vitalité est principalement liée à la topographie, qui conditionne les conditions hydriques et édaphiques. Néanmoins, les acacias présents dans les zones cultivées ne se distinguent pas significativement de ceux des espaces de parcours, ce qui indique que la gestion des arbres dans ces deux types d'espace aboutit à des résultats similaires.

Nos résultats ont également mis en lumière des taux de régénération supérieurs à ceux de mortalité dans tous les modes d'occupation du sol, ce qui indique que les peuplements sont dans une dynamique régénérative partout. Néanmoins, cette dynamique est plus intense dans les zones cultivées, ce qui semble dû à l'action conjointe d'un milieu plus favorable et des aménagements et des pratiques agricoles. Ainsi, bien qu'il soit difficile de distinguer les effets respectifs du milieu et des pratiques de gestion et d'exploitation, nos résultats indiquent que les activités agropastorales actuellement pratiquées dans la plaine d'*Ighuweln* ne sont pas incompatibles avec la régénération des peuplements d'acacia. Au contraire, ces activités pourraient contribuer positivement à cette dynamique, ce qui demanderait néanmoins des recherches plus approfondies pour être confirmé. Ces résultats confirment ceux présentés dans le Chapitre 5 et permettent au-delà de conclure que (1) les différentes pratiques de gestion et d'exploitation des acacias n'entraînent pas une augmentation significative de la mortalité des peuplements et (2) la cohabitation actuelle entre les activités agropastorales et l'acacia semble se faire au bénéfice à la fois des Hommes, mais également des arbres. Mieux comprendre les processus de cette cohabitation constitue un enjeu pour des recherches futures sur les facteurs influençant sur la dynamique des peuplements d'acacia.

- PARTIE IV -

Conservation des acacias sahariens

Politique forestière et enjeux de conservation des socioécosystèmes à acacia du Maroc saharien



Chapitre 7. Politique forestière et conservation des acacias sahariens : quelle efficience et quels obstacles ?

Les forêts du Sud sont au cœur d'enjeux multiples, écologiques, politiques, économiques ou encore sociaux. Les politiques forestières s'efforcent, dans ces pays, d'atteindre différents objectifs parfois antinomiques, et sont en partie grevées par leur histoire et par des enjeux sociaux ou politiques qui vont à l'encontre de ces objectifs (Smouts 2001). Historiquement, l'instauration d'une administration et d'une politique forestière a en effet été opérée par les administrations coloniales, qui y ont appliqué le modèle en vigueur dans leur propre pays. Ce modèle supposait que la gestion des forêts – alors vues comme un bien public source de nombreux services pour l'ensemble de l'humanité – soit assurée par une autorité garante de l'intérêt collectif, l'Etat (Bergeret 1996). Ce modèle semblait particulièrement pertinent pour les forêts du Sud, considérées menacées par des systèmes de production et des pratiques décrits comme archaïques et non raisonnés :

Nous venons de passer en revue la situation forestière actuelle de nos différents groupes de Colonies ; partout, nous avons vu que la forêt est en évolution régressive ; et partout aussi le lecteur se sera rendu compte que cette régression est, en grande partie, attribuable à ce que l'on peut appeler le parasitisme humain. Ce sont les facteurs de cette dégradation, et en particulier le facteur humain, qu'il nous faut maintenant examiner. Nous devons dire, dès à présent, que ce facteur est prépondérant et que c'est à l'homme qu'il faut, dans la plupart des cas, attribuer la régression que nous avons constatée. Comme si ce n'était pas assez de son activité, l'homme a pris, à cet effet, des auxiliaires : les troupeaux, le feu, [...] (Lavauden 1941).

Dès lors, il s'agissait de mettre en place une législation et une administration capables de protéger les forêts contre les intérêts individuels, de les valoriser économiquement et de permettre leur développement. Pour parvenir à ces fins, la gestion forestière des colonies françaises a employé des techniques elles aussi inspirées des techniques en vigueur en métropole (Bergeret 1996). Comme un peu partout dans le monde (Michon 2015), le paysan est devenu l'ennemi de l'arbre et le forestier son plus fervent défenseur : il fallait sortir les Hommes des forêts pour pouvoir en assurer la gestion durable ; autrement dit passer d'une vision holistique et complexe de la gestion forestière – celle du paysan – à une vision unidimensionnelle – celle des ingénieurs forestiers (Pretzsch 2005).

Cette vision a depuis évolué vers des modèles de gestion forestière favorisant l'inclusion et la participation des populations. Ces modèles insistent sur la nécessité d'une cogestion des forêts basée sur les capacités communautaires – *i.e.* hors du domaine de l'Etat – et sur un encadrement de l'Etat (Bertrand et al. 2009). La gestion communautaire des forêts vise ainsi à mieux protéger et mieux valoriser ces dernières grâce à la participation des populations, et à ce que l'économie forestière profite davantage au développement rural (Thoms 2008). Les dispositifs de gestion communautaire

ont maintes fois prouvé leur efficacité pour la conservation de la biodiversité, la préservation des forêts et leur meilleure valorisation (e.g. Bhattacharya Prodyut et al. 2010), même si sur le plan du développement, des progrès restent nécessaires (Agrawal et Gupta 2005, Thoms 2008). En impliquant divers acteurs dans la gestion forestière, ces dispositifs entraînent en effet l'émergence de conflits d'intérêts intra- et intercommunautaires qui peuvent se traduire par une dégradation des ressources naturelles (Conroy et al. 2002). En outre, malgré leur ambition de gestion participative, les projets communautaires s'apparentent trop souvent à l'application d'un plan prédéfini par les administrations forestières qu'il s'agit de faire accepter à des communautés diverses (Conroy et al. 2002). Ces administrations étant historiquement ancrées dans une approche très descendante et centralisée, l'adoption de nouvelles formes de gouvernance requiert un long processus d'évolution des modes de pensées et des pratiques d'un forestier autrefois maître de « ses forêts » et qui doit aujourd'hui intégrer de nouvelles préoccupations sociales (Boutefeu et Arnould 2006).

Anciennement sous autorité française, le Maroc s'inscrit dans ce schéma général où une approche très centralisée, coercitive et rationaliste de la foresterie tente aujourd'hui de faire place à davantage de concertation et de participation. En parallèle à l'évolution des paradigmes de gestion forestière à l'échelle mondiale, l'administration forestière au Maroc a évolué vers une structure décentralisée pour une gestion se rapprochant des usagers (Moufaddal 2008) et la législation a intégré des outils censés contribuer à davantage de participation de la part des usagers (Aubert et Sabir 2013). Néanmoins les approches participatives restent difficiles à appliquer sur le terrain (Aït Hamza et al. 2007), en raison d'un cadre législatif encore trop coercitif et d'une relation historiquement conflictuelle entre les forestiers et les populations rurales (Aubert 2013). Dans ce contexte, qu'en est-il de la gestion des peuplements d'acacias sahariens ? Comment l'administration forestière intègre-t-elle la spécificité écologique et sociale de ces forêts ? Quels outils sont mis en œuvre pour en assurer la conservation et avec quelle efficacité ?

Ce chapitre propose d'analyser la politique forestière portant sur les acacias sahariens, qui regroupe « l'ensemble des activités de la puissance publique orientées vers la prise en charge des questions forestières [...] : actes législatifs (lois et décrets), élaboration de plans d'action, mise en place de projets territoriaux, mais aussi discours, circulaires internes... » (Aubert 2013). Notre analyse repose d'abord sur la consultation des publications et autres documents (monographies provinciales et régionales, fiches thématiques, rapports d'études, etc.) obtenus auprès de l'administration des Eaux et Forêts. Des entretiens ont aussi été menés auprès des agents (ingénieurs et techniciens) des services déconcentrés de la région Guelmim-Smara et auprès de responsables de services à l'échelon national. Un total de 18 entretiens ont été effectués avec ces agents (cf. Annexe 5G). Enfin, des rencontres avec des experts (chercheurs et professeurs) et la population réalisées entre 2012 et 2014 ont permis d'enrichir ce travail.

Notre analyse s'articule d'abord autour des cadres de l'action politique, comprenant un cadre législatif, des objectifs et stratégies définies aux échelons nationaux et régionaux, et des outils tels que les projets forestiers permettant d'atteindre ces objectifs. Il s'agit ensuite de s'intéresser à la façon dont ces outils sont mis en œuvre, ce qui comprend entre autres les moyens humains et financiers déployés et la façon dont les projets sont menés sur le terrain. Finalement, cette analyse doit permettre de faire ressortir les forces et les faiblesses de la politique forestière, d'en comprendre les tenants et les aboutissants, ainsi que d'interroger son efficacité pour la conservation des peuplements d'acacias sahariens du Maroc.

1. Etat des lieux de la politique forestière en faveur des acacias sahariens

1.1. CADRE LEGISLATIF ET INSTITUTIONNEL

1.1.1 *Historique de la structure juridique*

Avant le protectorat, le régime foncier des forêts au Maroc était régi par des principes religieux et des droits coutumiers relativement complexes (Boulhol 1952). Selon l'islam, la terre est un don de Dieu aux humains qui peuvent l'utiliser, avec Sa permission, pour en tirer des bénéfices et des avantages. En tant que représentant du Divin, le Sultan était chargé de gérer la terre ; il disposait ainsi d'un domaine dont il pouvait concéder la jouissance à des particuliers, de manière gracieuse ou moyennant rétribution (Nadir 2008). La tradition prophétique, qui définit la vivification des « terres mortes » comme moyen d'appropriation légitime (cf. Chapitre 3), exclut les forêts de ce droit car elles sont considérées comme des espaces productifs (de bois, de pâturage) d'utilité générale (Boulhol 1952). Néanmoins, selon le rite Malékite ayant prévalu au Maroc, les forêts sont considérées comme des terres mortes ; de cette situation résultait *a priori* la plus grande anarchie, ou du moins une grande hétérogénéité selon les régions du Maroc dans le rapport entre les Hommes et leurs forêts (Boulhol 1952). Les forêts appartenaient alors à des particuliers, des tribus ou des fractions et leur gestion était définie localement par une assemblée villageoise, la Jmaâ (Nadir 2008).

Dès 1912, le protectorat définit les forêts comme un bien faisant partie du domaine public de l'Etat (Boulhol 1952) et le dahir de 1917 proclame l'appartenance des forêts au domaine privé de l'Etat – contrairement à l'eau qui est dans le domaine public – même si les règles en vigueur qui s'y appliquent s'apparentent davantage à celles du domaine public³² (Nadir 2008). Ainsi, ce domaine est régi de concert par la réglementation liée au domaine privé de l'Etat concernant la délimitation administrative et l'immatriculation foncière (fixée par le dahir de 1916) et par la législation de 1917 qui tient compte de la spécificité des forêts (Moufaddal 2007). L'Administration coloniale, qui avait instaurée la loi forestière en Algérie, définit en effet au Maroc une loi plus souple reconnaissant certains droits d'usage coutumiers (cf. ci-après). Par la suite, le régime forestier a subi deux réformes, en 1959 et 1960, qui ont d'une part inclus dans le domaine forestier les dunes et les terrains domaniaux reboisés ou à reboiser, et étendu d'autre part la présomption de domanialité forestière à tout terrain occupé par un peuplement végétal ligneux d'origine naturelle.

Malgré la volonté, selon les textes, de faire cohabiter la protection des forêts avec les activités traditionnelles des populations qui en dépendaient (Grimaldi d'Esdra 1952), cette législation a eu pour conséquence l'exclusion des communautés riveraines de certaines parties de leur territoire et l'instauration d'un monopole de l'Etat sans collaboration entre les forestiers – gestionnaires du domaine – et les populations (Nadir 2008). La législation forestière au Maroc, comme celle instaurée dans les colonies françaises en général, était d'abord motivée par la nécessité de protéger les forêts de l'action néfaste des humains, qu'ils soient dans une logique de subsistance ou marchande :

³² Le domaine privé de l'Etat est constitué des biens dont le régime est celui du droit commun, tandis que le domaine public est soumis à un ensemble de règles spécifiques, dont l'affectation, l'inaliénabilité, l'insaisissabilité, l'imprescriptibilité et les modes d'utilisation (Nadir 2008).

Disons de suite que le Protectorat Français a trouvé la plupart des forêts du Maroc, surtout celles de la zone littoral en très mauvais état : partout les boisements, sous l'influence répétée des incendies successifs, des écorcements sur pied pour la production du tanin, des exploitations désordonnées des charbonniers, suivies de pâturage intensif, étaient menacés de destruction [...]. Il importait donc d'apporter, sans tarder, une politique forestière, susceptible d'apporter un remède aux causes multiples de déforestation que nous venons d'indiquer et, avant de créer à grands frais de nouveaux boisements, il fallait conserver ceux qui subsistaient et restaurer ceux en voie de disparition (Direction des Eaux et Forêts du Maroc 1927).

Au-delà de cette protection, les textes datant du protectorat cherchaient à sécuriser le foncier et la rentabilité économique de l'exploitation des ressources naturelles, et n'ont pu à ce titre éviter la dégradation d'une partie du domaine forestier (Nadir 2008). La rigidité du code forestier et la gestion centralisée des forêts se sont traduites par la perte annuelle de près de 30 000 ha de zones boisées entre 1914 et 1975 et à un problème généralisé de régénération des forêts naturelles (Benzyane 2007). En particulier, la notion de présomption de domanialité sur la base de la présence d'une végétation ligneuse a incité les riverains à détruire et défricher la forêt, afin de maintenir leurs droits coutumiers sur ces terrains (Moufaddal 2007). C'est ainsi que le forestier et les populations riveraines se sont historiquement inscrits dans un rapport de force, avec comme arène d'affrontement la forêt qui en subissait les dommages collatéraux (Aubert 2013).

Inspiré par les approches participatives, le Maroc a entamé dès 1990 une large réflexion relative à une gestion forestière plus efficiente pour une meilleure conservation des forêts (Benzyane 2007). Cela a abouti à la définition d'un programme forestier national, qui définit des stratégies d'action tournées vers un partenariat avec les populations riveraines des espaces forestiers (MCEF 1998). En outre, dans un souci de pacification de la relation forestier-usager, un décret récent définissant un système de compensation pour les éleveurs qui respectent la mise en défens dans les parcelles en régénération a été promulgué en 2002 (Aubert 2013). Mais malgré ces efforts, l'approche du gouvernement demeure très centralisée et aboutit encore souvent à un manque de dialogue entre l'Etat et les populations, ce qui entrave l'application d'une gestion participative des ressources naturelles (e.g. El Jihad 2010). Le cadre législatif n'a pas encore su évoluer suffisamment pour donner aux approches participatives les moyens de leurs ambitions (Aubert 2013).

1.1.2 La législation forestière actuelle et son administration

Le régime forestier

Le régime forestier défini par le dahir de 1917 s'applique dans :

- le domaine forestier de l'Etat (incluant forêts domaniales, nappes alfatières, dunes terrestres et maritimes, maisons forestières et leurs annexes et terrains domaniaux reboisés ou à reboiser) ;
- les forêts des collectivités susceptibles d'aménagement ou d'exploitation régulière ;
- les forêts faisant l'objet d'un litige entre l'Etat et une collectivité, ou entre l'une de ces catégories de propriétaires et un particulier ;
- les terrains collectifs reboisés ou à reboiser et les terres de parcours collectives à améliorer par l'Etat après accord du conseil de tutelle des collectivités ;
- les terrains reboisés ou à reboiser et les terres de parcours appartenant à des particuliers, dont les propriétaires entendent confier à l'Etat, soit la surveillance, soit la surveillance et la gestion.

Dans ces terrains, les seuls droits d'usage reconnus par le régime général concernant (1) le droit de parcours, s'exerçant selon des « conditions de défensabilité des bois » – incluant notamment

une interdiction stricte de parcours dans les bois de moins de six ans – et (2) le droit de collecte de bois mort gisant. Les ayants-droit sont définis par « les commissions de délimitation du domaine forestier ». En outre, la procédure de délimitation définit au cas par cas « divers droits d'usage qu'ils [les usagers] exercent dans les forêts domaniales en vertu de la tradition » (dahir de 1917). En d'autres termes, la délimitation du domaine forestier est nécessaire à la définition des ayants-droit et des droits que détiennent ces derniers. Le ministère chargé des Eaux et Forêts exerce le contrôle de l'application du code forestier et l'activité de police, tandis que l'administration des terrains et des biens est à la charge du ministère de l'agriculture (dahir de 1917).

Notons enfin qu'un régime plus souple a été défini spécifiquement pour les seules forêts d'arganier, par le dahir de 1925. Dans ces forêts, les droits d'usage sont en effet étendus à la cueillette des fruits, au parcours des troupeaux, à l'utilisation du sol, à la coupe de bois de chauffage, de charbonnage et de service, à la coupe de branchages pour clôtures, et à l'enlèvement de la terre, du sable et de la pierre.

Organisation de l'administration en charge des Eaux et Forêts

A l'heure actuelle, le domaine forestier de l'Etat est géré par le Haut Commissariat des Eaux et Forêts et à la Lutte contre la Désertification (HCEFLCD). Ce dernier a pour mission :

- d'élaborer et mettre en œuvre la politique du gouvernement relative à la conservation et au développement durable des ressources forestières, alfatières, sylvo-pastorales du domaine forestier, ainsi qu'au développement cynégétique, piscicole continental et à la gestion des parcs et réserves naturelles ;
- de coordonner la mise en place des mécanismes institutionnels pour la préparation, l'exécution, le suivi et l'évaluation de la politique du gouvernement en matière de lutte contre la désertification ;
- de participer à l'élaboration et à la mise en œuvre de la politique du gouvernement en matière de développement rural.

Disposant d'une administration centrale située à Rabat, les activités du HCEFLCD se déroulent dans le cadre d'une administration décentralisée répartie dans 12 directions régionales (DREFLCD) et 51 directions provinciales (DPEFLCD). Le HCEFLCD assure ainsi de multiples activités ayant trait :

- au développement forestier : aménagement forestier, sylviculture, boisements et reboisements, exploitation forestière ;
- à la protection des forêts contre l'incendie, les maladies et ravageurs ;
- à la lutte contre la désertification ;
- à la conservation des eaux et des sols ;
- à la protection de la biodiversité ;
- à la mise en application et au contrôle du code forestier ;
- aux activités de chasse et de pêche ;
- à la promotion de la recherche forestière.

La gestion et la conservation des forêts sont donc incluses dans une structure administrative responsable de la gestion environnementale au sens large. La forêt représente un écosystème productif de biens marchands (bois, pâturages, PFNL) et de services écosystémiques de régulation (lutte contre l'érosion, contre l'ensablement, etc.) dont la gestion est intégrée aux enjeux environnementaux nationaux. L'organisation décentralisée de l'administration des Eaux et Forêts

permet en outre une déclinaison des enjeux et objectifs de gestion selon les spécificités régionales et provinciales.

1.1.3 La délimitation du domaine forestier de l'Etat

Le HCEFLCD a en charge la gestion de près de 9 millions d'ha de terres domaniales, dont 5,8 millions sont boisés (HCEFLCD 2009). La délimitation du domaine forestier – qui définit les limites du domaine, les ayants-droits et les usages coutumiers autorisés de façon irrévocable – constitue une étape préalable cruciale pour l'action du HCEFLCD. Pour délimiter son domaine, l'Etat dispose de deux procédures (Moufaddal 2007) : l'immatriculation foncière, qui est peu employée en raison de son coût, de sa lenteur, de sa complexité et du fait qu'elle nécessite l'intervention de nombreux acteurs (seuls 0,3% de la superficie du domaine forestier sont immatriculés, Tableau 20), et la délimitation administrative, procédure plus rapide, gratuite et irrévocable. Cette dernière s'opère en 13 étapes depuis la reconnaissance de la forêt à délimiter et la réquisition de la délimitation jusqu'à la promulgation du décret d'homologation (Moufaddal 2007). En 2006, près de 89% des surfaces du domaine forestier étaient ainsi homologuées ou en cours de délimitation, tandis que 11% demeuraient non délimitées (Tableau 20). En l'absence de délimitation s'applique la présomption de domanialité.

Tableau 20 : Etat d'avancement des travaux de délimitation et d'immatriculation au 31/07/2006 sur les superficies du domaine forestier (en milliers d'ha) (Source : Moufaddal 2007)

DREFLCD	Immatriculée		Objet de réquisition		Homologuée		En cours de délimitation		Non délimitée		Total
Haut-Atlas	2,6	0,4%	41,7	6,0%	648,1	93,5%	0,7	0,1%	0	0,0%	693,0
Centre	4,1	0,8%	0	0,0%	388,3	73,3%	91,9	17,3%	45,7	8,6%	529,9
Nord-est	0	0,0%	16,6	3,0%	247,7	45,0%	278,0	50,5%	7,8	1,4%	550,0
Sud-ouest	11,6	0,9%	14,7	1,2%	916,2	74,1%	199,5	16,1%	94,6	7,6%	1 236,5
Moyen-Atlas	1	0,1%	0	0,0%	612,2	77,3%	97,0	12,3%	81,4	10,3%	791,7
Rif	2,8	0,7%	13,4	3,3%	29,3	7,1%	358,5	87,5%	5,9	1,4%	409,7
Fès											
Boulemane	0,3	0,0%	0	0,0%	250,3	30,1%	580,6	69,9%	0	0,0%	831,2
Nord-ouest	0,8	0,2%	0	0,0%	372,5	99,8%	0	0,0%	0	0,0%	373,3
Sud	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%	136,0	16,4%	694,2	83,6%	830,2
Oriental	0,3	0,0%	23,1	0,8%	295,2	10,8%	2 350,0	86,4%	52,8	1,9%	2 721,4
Total	23,3	0,3%	109,4	1,2%	3 759,8	41,9%	4 092,3	45,6%	982,3	11,0%	8 967,0

Les peuplements d'acacias sahariens se situent exclusivement sur le territoire de la DREFLCD Sud. Ce dernier comprend les régions de Guelmim-Smara, de Laâyoune-Boujdour-Sakia el Hamra et de Dakhla-Oued ed Dahab et couvre une superficie totale de 416 075 km², soit plus de 58% du territoire national. La région Sud se distingue des 11 autres par le taux élevé de surfaces forestières non délimitées (83,6% ; Tableau 20) et par l'absence de terrain homologués ou immatriculés. Or la procédure de délimitation est un préambule nécessaire à l'intervention des forestiers dans la gestion des forêts ; qu'en est-il pour les peuplements d'acacia dans ce contexte ?

1.2. PLACE DES ACACIAS DANS LES ENJEUX ET STRATEGIES NATIONAUX

1.2.1 La stratégie forestière nationale et ses objectifs

Les objectifs de la politique forestière marocaine, ainsi que la stratégie, les actions et les programmes déployés pour atteindre ces objectifs sont définis par des documents tels que le programme forestier national (MCEF 1998), les plans d'action (HCEFLCD 2007) ou encore les programmes thématiques – e.g. sur la lutte contre la désertification (HCEFLCD 2013) ou sur la conservation et le développement des écosystèmes forestiers (HCEFLCD 2005). En outre, l'administration forestière produit annuellement des rapports d'activités sur ses réalisations et les perspectives (e.g. HCEFLCD 2009).

Dans son plan d'action, le HCEFLCD se fixe comme objectif global :

[...] la restauration ou la recherche de nouveaux équilibres écologiques et de modes de gestion compatibles avec les conditions physiques, économiques et socioculturelles, la conservation des ressources en eau, et d'une façon générale, l'instauration de la culture du développement durable, c'est-à-dire l'équilibre entre l'impératif du développement et la nécessité du renouvellement des ressources naturelles (HCEFLCD 2007).

Cet objectif est motivé par l'identification d'une série de menaces s'exerçant sur les écosystèmes forestiers, dont (1) le changement climatique (aridité et sécheresses accrues), (2) les prélèvements excessifs de bois, (3) le surpâturage et (4) l'extension des terres de culture et l'urbanisation (HCEFLCD 2007). Autrement dit, les activités humaines locales sont identifiées comme à l'origine de trois des quatre menaces pesant sur le domaine forestier de l'Etat et les écosystèmes.

Pour atteindre son objectif, le HCEFLCD a défini 9 axes stratégiques et dispose de divers outils techniques et administratifs (Annexe 4). Les forêts marocaines doivent satisfaire à la fois à des critères de rentabilité (et sont valorisées par les services forestiers dans ce sens) et à des critères environnementaux (en tant qu'écosystème garant de la protection des sols, des ressources hydriques et de la conservation de la biodiversité). Dans son action, l'administration distingue les forêts de production – aménagées et gérées dans une optique de valorisation économique compatible avec leur conservation – des forêts de protection – à potentiel économique moindre et dont la gestion se concentre essentiellement sur les problématiques de conservation.

1.2.2 Une marginalisation des acacias sahariens

Parce qu'elle constitue une étape préalable à toute action des services de l'Etat, la délimitation du domaine forestier a été un axe d'action prioritaire du HCEFLCD ces dernières années. A ce jour, la délimitation a ainsi permis la sécurisation foncière de la majorité des forêts au Maroc (Tableau 20). Le programme forestier national revendiquait 95% de superficies forestières délimitées (MCEF 1998), mais les acacias sahariens étaient exclus de cette estimation. Ces derniers ont en effet peu bénéficié de la politique prioritaire de délimitation du domaine ; ils représentent à ce jour près de 71% des superficies forestières non délimitées (Tableau 20). Les acacias ne sont pas non plus mentionnés dans les efforts de reboisement réalisés dans le programme 2005-2009 ; ces derniers, qui ont concerné 202 300 ha, se sont concentrés sur le cèdre, le thuya, le cyprès de l'Atlas, le chêne liège, le caroubier et l'arganier (HCEFLCD 2009). De même, dans les programmes de recherche, portés par le Centre National de la Recherche Forestière (CNRF), l'acacia demeure marginal. En 1998, ces programmes s'organisaient autour de thématiques spécifiques, parfois définies autour d'une essence particulière

(MCEF 1998) : le cèdre, le chêne-liège, les pins ou encore l'arganier ; les acacias étaient absents. Dans une présentation plus récente des projets portés par la recherche forestière marocaine (HCEFLCD 2011), les acacias sahariens apparaissent uniquement dans un projet sur un total de 13 : intitulé « Régénération et qualité des plants » son objectif était d'améliorer les connaissances et les techniques de régénération artificielle de l'espèce.

D'après les informations recueillies au HCEFLCD, la marginalisation des acacias dans la politique forestière a d'abord une origine historique. L'attention des services forestiers s'est en effet initialement portée sur les forêts productives, dont certaines en sont actuellement à leur 4^e ou 5^e plan d'aménagement, tandis qu'aucune forêt d'acacia n'est aménagée à ce jour. Les forêts dites de protection – dont les peuplements d'acacia font partie – n'ont fait l'objet d'une attention que bien plus récemment. Mais à ce jour, cette attention se limite aux forêts d'arganier, car « on reste dans le cadre de vraies forêts » (d'après un responsable de service au HCEFLCD, Septembre 2014). Ainsi, les peuplements d'acacias sahariens sont doublement marginalisés : d'une part en tant que forêt de protection, d'autre part en tant que peuplements très peu denses que l'on classe difficilement parmi les forêts. Comme le résume ce responsable au HCEFLCD à propos des peuplements d'acacia :

On commence à peine à les délimiter. Ce sont des entités marginales qui n'étaient pas vraiment en considération (un responsable de service au HCEFLCD, Septembre 2014).

La priorisation de la politique de délimitation et d'aménagement au profit des forêts productives a également concerné la politique de régénération artificielle. Cette dernière a d'abord porté sur le cèdre – espèce emblématique du Maroc – puis sur le chêne liège (début des années 1990) et sur le pin d'Alep, considéré à la fois comme une espèce autochtone pour les projets de régénération et comme une espèce de reboisement³³. La réhabilitation des acacias sahariens – aujourd'hui définie comme une des actions prioritaires pour la lutte contre la désertification (HCEFLCD 2013) – a fait l'objet d'un intérêt plus tardif. Cette réhabilitation passe par la régénération artificielle (objectif de 1000 ha/an) et l'amélioration sylvo-pastorale. Seuls les territoires de la DREFLCD Sud, où l'accent est mis sur la lutte contre l'ensablement et la réhabilitation de l'acacia sont concernés par cette politique. Elles sont dotées pour cela d'une enveloppe budgétaire de 360 millions de DH sur 10 ans (HCEFLCD 2013).

Enfin pour le HCEFLCD, *V. raddiana* constitue une espèce importante pour l'économie rurale – espèce médicinale et fourragère, utilisée pour son bois et pour sa gomme – et pour la stabilisation et la fertilité des sols. Néanmoins, elle ne peut être considérée comme une espèce économiquement valorisable face aux essences phares du secteur forestier, que sont le chêne-liège et le cèdre. D'où le désintérêt relatif dont l'espèce a fait l'objet. Avec la prise en compte des enjeux environnementaux, l'acacia a récemment été incorporé dans les politiques de lutte contre la désertification et de conservation des forêts de protection. De plus, l'émergence du concept de « forestier développeur » (Aubert 2013), qui insiste sur le rôle des projets forestiers pour le développement rural, a fourni une deuxième justification à la mise en place de projets en faveur de cette espèce qui se rencontre dans des territoires marginaux.

³³ La politique de boisement et reboisement du HCEFLCD repose sur deux outils distincts. D'une part, la plantation d'espèces allochtones est désignée par les services forestiers comme du reboisement. D'autre part, la plantation d'espèces autochtones est désignée comme de la régénération.

1.2.3 Enjeux et problématiques autour des acacias sahariens

Des peuplements d'acacias sahariens en régression

Les problématiques liées aux acacias sahariens rejoignent celles des forêts marocaines en général : les forestiers locaux posent un diagnostic de régression des peuplements ayant pour cause principale une exploitation excessive par les populations :

La régression, on ne peut pas l'évaluer sur deux ou bien trois ans. Mais... il y a toujours une forte pression humaine. Il y a le surpâturage, il y a les délits de coupe, il y a les délits de carbonisation. Donc... ces actions prouvent qu'il y a... qu'il y aura une dégradation de l'acacia raddiana. Ça c'est sûr (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Avril 2014).

Les facteurs de régression principaux seraient de deux ordres : le surpâturage et la coupe de bois. Le manque de précipitations exacerberait le pâturage, qui entraînerait une diminution des unités fourragères et un report des animaux sur l'acacia. Selon les forestiers, un tel report engendrerait un stress sur les arbres, mais les discours se font plus prudents lorsqu'il s'agit de savoir si ce stress représente un facteur significatif de mortalité :

J'ai pas vu des arbres sur pieds morts comme ça à cause du surpâturage, mais il y a un stress. Mais c'est la sécheresse continue. Il pourrait y avoir un problème dans le futur (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Avril 2014).

Au vu du manque de données et de la difficulté de caractériser précisément la pression anthropique et ses effets (en raison de la mobilité des troupeaux notamment), l'expertise des forestiers n'est pas confirmée. Ils observent ainsi une régénération des peuplements d'acacia dans les milieux favorables – *i.e.* les oueds et les dépressions – qui serait contrebalancée par la nuisance des troupeaux et de la faune sauvage. Or en l'absence d'études, ils admettent ne pas connaître précisément le bilan entre dynamique régénérative d'un côté, et mortalité de l'autre.

La menace est pour eux plus précise concernant la coupe de bois, dont l'impact est plus visible que celui du pâturage. Les forestiers distinguent deux types d'exploitation : celle du bois à usage domestique, et celle du bois à usage commercial, destiné à répondre à la demande locale en charbon. La première est essentiellement le fait des familles nomades qui campent avec leur cheptel, et mobilise des pratiques perçues comme compatibles avec la préservation de l'acacia. L'intervention des services forestiers n'est pas nécessaire à ce niveau-là (cf. Chapitre 3, p. 104). L'exploitation commerciale représenterait quant à elle une réelle menace ; le charbonnage ressort dans les entretiens comme la principale cause de régression de l'acacia, avant le surpâturage :

Les habitudes, comme mode de vie de cette zone, c'est un mode de vie principalement nomade. Et les tribus qui y étaient, elles avaient un besoin de bois, principalement pour le thé, mais aussi pour la bouffe, aussi. Ils coupaient quelques branches, ils préparaient un peu de thé. Mais avec la sédentarité, qu'est-ce-qu'il s'est passé ? C'est que les gens sont passés dans les villes. Maintenant qu'ils habitent dans les villes, ils ont aussi gardé leurs habitudes culinaires. Donc le thé au Sahara, c'est quelque chose de sacré, on le prépare tout le temps (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Avril 2014).

Lutter contre le charbonnage apparaît donc comme un enjeu crucial pour les forestiers locaux, en particulier dans « la zone culturelle du thé sahraoui » pour reprendre les propos d'un informateur. Les forestiers dressent ainsi un diagnostic inquiétant sur l'avenir des acacias dans cette

zone : le charbonnage serait un facteur de mortalité des arbres matures, et le pâturage nuirait à la survie de la régénération. Inverser la tendance régressive représente donc un objectif central pour les forestiers des provinces du Sud.

Une assiette foncière non épurée

Pour pouvoir mener une action efficace, les forestiers doivent cependant disposer des terrains et connaître les ressources qui s’y trouvent : délimiter le domaine forestier dans les zones à acacia constitue un enjeu crucial. Malgré la présomption de domanialité qui s’exerce sur les zones boisées non-délimitées, le travail des forestiers est entravé par les revendications des populations locales pour la conservation de leurs droits coutumiers :

Eux [les populations locales], ils disent que c’est des terrains collectifs. Nous [les forestiers], on dit que c’est des terrains présumés domaniaux. Donc il y a toujours un conflit (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Avril 2014).

Sans délimitation, la gestion des peuplements spontanés d’acacias sahariens ne peut être mise en place. Cette situation restreint donc le panel d’outils mobilisables pour inverser la tendance régressive qu’ils observent.

1.3. LA REGENERATION ARTIFICIELLE DES ACACIAS : PRINCIPAL OUTIL DE CONSERVATION

Dans les provinces dépendant de la DREFLCD Sud, la politique de conservation des acacias sahariens se traduit essentiellement par des projets de régénération artificielle (*i.e.* de plantation). Selon nos sources, les projets d’amélioration sylvo-pastorale, mentionnés dans les documents stratégiques nationaux (HCEFLCD 2013), concernent la province de Zagora. En outre, un projet de parc national a été porté dans les années 1990 et 2000 par le HCEFLCD et la GIZ, l’agence allemande pour la coopération technique. Le Parc National du Bas-Draa (PNBD) était alors censé couvrir un territoire d’approximativement 300 000 ha sur la province de Guelmim, dont environ le quart de la superficie était couverte de *V. raddiana*. Ce projet n’a jamais abouti, en raison de l’opposition de la population.

1.3.1 Etat des lieux des projets de régénération

Les premiers projets de régénération de l’acacia datent de 1999-2000 et concernaient deux périmètres de 313 et 349 ha dans la province de Smara. Mais selon nos sources, le démarrage effectif du programme de régénération des acacias sahariens n’a eu lieu qu’en 2005-2006, puis s’est accéléré à partir de 2010. Ce programme s’est développé suite à des échecs successifs de plantation d’espèces allochtones. Les contraintes climatiques imposées par le climat saharien, trop rude pour les espèces communément utilisées en reboisement, ont en effet conduit les forestiers à utiliser *V. raddiana*, espèce native plus à même à supporter le climat saharien. A ce jour, ces projets de régénération s’étendent sur 4 508 ha sur l’ensemble des provinces de la DREFLCD Sud (Tableau 21). Ce chiffre est à mettre en perspective d’une part avec les superficies des peuplements spontanés d’acacia (de l’ordre du million d’ha) et d’autre part avec les superficies des projets de régénération au niveau national. En 2014, les surfaces de régénération sur l’ensemble du pays s’élevaient à 11 160 ha. Avec ses 910 ha, la régénération de l’acacia ne représentait donc que 8,2% de cette surface. Par ailleurs, le programme décennal 2005-2014 le HCEFLCD prévoyait au niveau national la plantation (reboisement et

régénération) de 400 000 ha de forêts ; à mi-parcours en 2009, le HCEFCLD revendiquait la réalisation effective de 202 300 ha (HCEFCLD 2009). Sur cette période, la régénération d'acacia représente donc moins de 1,2% de l'effort national en matière de plantation, ce qui témoigne du caractère embryonnaire et de faible ampleur de la politique forestière en faveur des acacias.

1.3.1 Procédure technico-administrative des projets de régénération

Les projets de régénération sont menés par les services forestiers au niveau des DPEFLCD, qui sont par ailleurs sous la tutelle des DREFLCD. Dans le cadre des contrats-programmes, qui lient les services déconcentrés au HCEFCLD, les DREFLCD fixent des objectifs régionaux en tenant compte des contraintes locales (contexte politique, moyens humains, etc.) puis distribuent ces objectifs aux DPEFLCD. Selon nos sources, la région Sud a actuellement comme objectif la plantation de 3 000 ha/an de forêts, principalement de *V. raddiana*. La DREFLCD de la région Sud fixe également la procédure technico-administrative des projets de régénération, qui est utilisée dans les cahiers des prescriptions spéciales (CPS) relatifs à chaque projet.

Tableau 21 : Avancement des projets de régénération des acacias sahariens entre 2005 et 2014 (d'après les données transmises par le HCEFCLD)

Période	Province du projet	Superficie (ha)
2005-2006	Smara	50
	Dakhla	90
2006-2007	Smara	50
	Dakhla	50
2008-2014	Zagora	50
	Smara	956
	Assa-Zag	770
	Dakhla	110
	Tata	640
	Boujdour	400
	Guelmim	80
	Laâyoune	600
	Tan-Tan	240
Total	4 508	

Les DPEFLCD sont tenues de sous-traiter la maîtrise d'œuvre sur leurs différents projets, et passent pour cela par un système d'appel d'offre. Le CPS constitue le contrat qui lie le directeur du DPEFLCD à l'entrepreneur privé ayant remporté le marché. Il définit d'une part les clauses administratives et financières, et d'autre part les clauses techniques. Le marché est consenti pour une durée de « 365 jours à compter du lendemain du jour de la notification de l'ordre de service prescrivant de commencer les travaux »³⁴ et prévoit cinq opérations sur cette période (Tableau 22). Une densité de 333 plants/ha a été fixée par les agents de la DREFLCD de Laâyoune afin de permettre, au bout de quatre années, d'avoir environ 200 plants/ha vivants. Ce chiffre était précédemment de 156 plants/ha, la densité à quatre ans était de 50 à 60 plants/ha, ce qui a été jugé insuffisant. De plus la DREFLCD préconise une plantation entre octobre et février, c'est-à-dire pendant la période la plus humide et la moins chaude.

³⁴ Les informations et citations présentées ici sont extraites d'un cahier des prescriptions spéciales relatif à un projet datant de 2014 qui nous a été transmis par les services forestiers.

Tableau 22 : *Clauses techniques définies par le cahier des prescriptions spéciales, établies à partir d'un cahier relatif à un périmètre de régénération de V. raddiana datant de 2014*

Opérations	Durée d'exécution
Préparation du sol	
Tracé du périmètre : réalisé sous le contrôle du technicien forestier.	
Piquetage : en quinconce avec une densité de 333 trous/ha et sous le contrôle du technicien.	45 jours
Ouverture des trous : trous de 60 cm de côté et 60 cm de profondeur.	
Installation de clôture	
Clôture composée de piquets en fer de 2 m de long et de fil barbelé.	30 jours
Rebouchage des trous et confection des impluviums	
Inverser la disposition initiale des horizons du sol.	
Rebouchage après ressuyage complet des trous.	
Impluvium sous forme de demi-cercle sur une longueur minimale de 120 cm et une hauteur minimale de 20 cm.	15 jours
Acheminement des plants et plantation	
Enlèvement des plants depuis les lieux d'élevage (variable).	
Transport des plants de moins de 24h.	
Conservation des plants à l'abri du vent et du soleil.	30 jours
Plant mis en terre immédiatement après son extraction de l'alvéole.	
Arrosage, désherbage, binage et gardiennage	
Un premier arrosage d'appoint de 20L/plant.	
Arrosage au moins une fois par mois et « chaque fois que le besoin se fait sentir ».	
Compte-rendu au technicien pour chaque arrosage.	
Au moins 20L d'eau par arrosage.	245 jours
Binage autour des plants avant chaque arrosage	
Recrutement d'au moins un gardien, dont l'identité est transmise à la DPEFLCD.	
Total	365 jours

Suite à ce premier marché d'un an, le périmètre de régénération entre dans une phase d'entretien pendant deux ans. Cette phase fait l'objet de deux autres marchés d'un an chacun, régis tous deux par un CPS spécifique qui fixe les modalités des travaux d'arrosage, de désherbage, de binage et de gardiennage, ainsi que des travaux de réouverture des trous et de regarnis pour remplacer les plants morts. Les dossiers sont ensuite transmis par les DPEFLCD aux services centraux du HCEFLCD. Les CPS relatifs au premier marché (plantation des acacias) sont transmis au service des aménagements ; les CPS relatifs aux deux autres marchés (entretiens des plantations) sont transmis au service des reboisements. En instruisant le dossier, le service des aménagements comptabilise le projet de plantation dans les statistiques nationales.

1.3.2 Les actions accompagnatrices

En parallèle aux travaux de plantations, les forestiers réalisent des actions au profit des populations concernées par le projet, c'est-à-dire des ayants-droit coutumiers des terrains sur lequel ce dernier a été implanté. Ces actions ont pour objectif principal de faire accepter le projet :

[...] pour ça on fait des actions accompagnatrices des régénérations. Donc à chaque fois on fait des pistes, des puits, on distribue des fours, des ruches pour générer des revenus. Pour que la population accepte. Donc on discute avec la population. « Vous nous donnez, vous nous préparez des puits, des pistes, vous nous donnez ceci cela pour qu'on accepte de faire les plantations » (un ingénieur forestier de DREFLCD, Août 2014).

Les forestiers mettent aussi en avant auprès des populations l'intérêt des projets de régénération pour lutter contre l'ensablement des villages, pour améliorer la qualité des pâturages et pour la création d'emploi local. Si aucune clause n'est prévue dans les CPS à cet effet, il est toutefois demandé à l'entrepreneur en charge de chaque projet d'avoir recours aux populations concernées par le projet pour les travaux de plantation et d'entretien des périmètres de régénération.

La politique forestière en faveur de *V. raddiana* s'est donc développée tardivement et, faute de délimitation, est principalement portée par des projets de régénération artificielle. Ces projets concernent à ce jour des superficies relativement faibles comparativement aux efforts déployés pour les autres espèces forestières et aux superficies des peuplements spontanés de *V. raddiana*. En outre, les chiffres annoncés par les statistiques se basent sur la mise en place des plantations, mais ne prennent pas en considération leur évolution. En effet, le service d'aménagement intègre dans les statistiques les projets réalisés au cours de l'année, sans que ces chiffres soient révisés même si le projet échoue après la première année. Cette pratique induit une surestimation des superficies régénérées au niveau national. Par ailleurs, les projets de régénération des acacias intègrent une composante économique locale, en proposant des actions accompagnatrices et des emplois au profit des populations riveraines. Ces projets offrent-ils alors l'occasion d'une collaboration entre populations et forestiers ? Atteignent-ils les objectifs qu'ils se fixent (régénération de l'espèce, lutte contre la pauvreté) ? Afin de répondre à ces questions, il convient de s'intéresser à la façon dont ces projets sont mis en œuvre sur le terrain et aux dynamiques sociales et économiques qu'ils génèrent.

2. Obstacles à la mise en œuvre des projets de régénération

Associé aux entretiens effectués auprès des services forestiers, le cas du village de Taidalt permettra d'illustrer et de décrire plus finement les dynamiques sous-jacentes aux projets de régénération. Entre la fin des années 1990 et aujourd'hui, ce village a en effet été concerné par trois projets portés par l'administration des Eaux et Forêts. Les enquêtes et les séjours effectués dans ce village ont permis d'avoir accès à des éléments précis – à partir d'entretiens auprès de villageois avec lesquels une relation de confiance avait été établie, ainsi que d'observations des événements entre 2013 et 2014 – sur les jeux d'acteurs qui se sont créés autour de ces projets.

2.1. LIMITES DE LA STRUCTURE TECHNICO-ADMINISTRATIVE

2.1.1 Les limites de la sous-traitance

Une corruption qui gangrène le système

Les actions forestières dans le village de Taidalt ont commencé en 1989 avec un premier projet de lutte contre l'ensablement par fixation mécanique et biologique. Il consistait en une plantation d'eucalyptus et de tamaris sur 30 ha protégés par des remparts végétaux en palmes. Le terrain utilisé était un terrain collectif appartenant à la tribu des *Ûled Bûachra* (habitants du village de Taidalt et affiliés) et les ouvriers ont été employés parmi les villageois. A l'époque, l'administration forestière était à la fois maître d'ouvrage – définissant le projet – et maître d'œuvre – réalisant le projet et employeur des ouvriers. Malgré la réussite des travaux, un manque d'entretien (en particulier d'arrosage) aboutit à l'échec du projet (Figure 59). Au milieu des années 1990, une seconde tentative est menée sur le même terrain, pour laquelle les travaux étaient sous-traités à un entrepreneur local. L'obtention du marché par l'entrepreneur a semble-t-il découlé de tractations douteuses :

Il arrive les problèmes quand le forestier a donné les projets aux membres de la commune. C'est la commune qui dirigeait le travail. [...] Parce qu'il arrive une loi, le forestier n'a pas le droit de s'occuper du projet. Il doit faire appel à un entrepreneur. L'entrepreneur fait le contrat avec la commune, et les membres ils entrent... (un villageois de Taidalt, entretien mené en Avril 2014).

Les informateurs expliquent que le choix de l'entrepreneur sous-traitant émanait du conseil communal (composé d'un président de commune élu et des représentants élus de chaque village du territoire de la commune). Selon les pratiques en vigueur, le conseil communal soutient alors l'entrepreneur qui accepte de verser un bakchich. En l'absence d'entente, le conseil communal peut bloquer la réalisation du projet en utilisant la population contre ce dernier. Il dispose ainsi d'un pouvoir considérable pour imposer le choix de l'entrepreneur au forestier. Le système de sous-traitance donne donc davantage de pouvoir au conseil communal, qui capte une partie des fonds du projet, que dans le cas où l'administration dispose de la maîtrise d'œuvre.



Figure 59 : Reste des projets de lutte contre l'ensablement entrepris dans les années 1980 et 1990 à proximité du village de Taidalt (11/2012 à gauche ; 05/2015 à droite). Photos : J. Blanco.

De nombreux conflits ont ensuite éclaté au sein de ce projet entre notamment l'entrepreneur et les ouvriers à propos des salaires. Pour certains, ces revendications avaient un caractère déraisonnable :

Parce qu'il y a des raisons politiques, les gens du douar veulent travailler avec un prix non raisonnable pour les entrepreneurs, alors ça fait les problèmes. [...] Parce que eux ils ne veulent pas travailler. Et alors ? Ils travaillent seulement 2h ou 3h dans la journée. Ils demandent des prix unitaires pour le plant, ce n'est pas raisonnable (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Février 2014).

Conscients de leur pouvoir de négociation, alors que l'entrepreneur est tenu de faire appel à la main d'œuvre locale, les ouvriers tentent de bénéficier de la situation. Mais le détournement d'une partie de l'argent du projet par le conseil communal peut aussi inciter l'entrepreneur à compresser les salaires des ouvriers, favorisant les comportements vindicatifs. En reposant sur la collaboration de trois groupes d'acteurs – le conseil communal, l'entrepreneur et les villageois-ouvriers – les projets des forestiers créent alors une arène de confrontation entre des élites qui captent une partie des retombées financières des projets et les personnes ayant un pouvoir politique moindre, comme cela a été observé ailleurs (Conroy et al. 2002). Dans ce contexte, le système de sous-traitance favorise la corruption et attise les tensions, comme l'indique l'absence de revendications ouvrières lors du projet initial. Elle amplifie les inégalités dans la répartition des moyens financiers du projet et les contestations. La corruption gangrène ainsi les relations au sein de ce triptyque d'acteurs, dans lequel les forestiers tentent de se positionner en médiateur. Leur marge de manœuvre est restreinte, en dehors des aspects technico-administratifs des CPS, et ils finissent par renoncer : « c'est à eux de résoudre leurs problèmes, c'est pas à nous » (un ingénieur forestier de DPEFLCD, Février 2014). En ajoutant un intermédiaire, le forestier crée donc une situation dans laquelle il ne maîtrise pas les divers arrangements interpersonnels et qui le prive des clés de compréhension des conflits.

Des entrepreneurs peu assidus

Le pouvoir des CPS semble toutefois relativement limité même sur ce strict plan technico-administratif ; les agents forestiers évoquent souvent des problèmes liés à la réalisation des travaux et à l'entretien des plantations, en particulier en ce qui concerne l'arrosage. Le CPS autorise en effet une marge de manœuvre en la matière : « l'entrepreneur est tenu d'assurer, deux cent quarante cinq (245) jours après la plantation des arrosages, ce dernier doit être fait au moins une fois (01)/mois et chaque fois que le besoin se fait sentir ». Le CPS garantit le paiement intégral de l'entrepreneur si le taux de survie des plants dépasse 80% à la fin du contrat. Pour des arbres en milieu aride, ce délai semble inadapté à une réelle évaluation du taux de survie, qui nécessiterait un suivi sur une dizaine d'année (d'après un responsable au HCEFLCD). Un service d'arrosage et d'entretien peut ainsi être assuré à minima pour garantir le bon état apparent des plants pendant les premiers 245 jours (cf. Tableau 22) ; les conséquences d'un défaut d'arrosage ne seront visibles que plus tard. La durée des contrats de sous-traitance ne permet donc pas de garantir la pérennité de la plantation. Elle soulève également la question de la responsabilisation et de l'appropriation du projet par les entrepreneurs. Par ailleurs, le forestier n'a plus la maîtrise technique de la plantation, ce qui conduit souvent à un échec des plantations :

L'acacia des forestiers ? Ils ont encore des problèmes avec. Il n'y a pas un seul endroit qu'ils ont financé et qui est devenu une forêt. Ils ont planté à Smara, à Assa, à Tata. Il y a un problème. Le

problème vient des entrepreneurs, ils ne travaillent pas bien. Le forestier, il ne les dirige pas bien (un employé journalier d'une DPEFLCD, Février 2014).

Ce système de sous-traitance semble donc peu efficace sur le plan technique, et favorable aux pratiques clientélistes. Il exacerbe les inégalités dans les retombées des projets entre les différents acteurs et les conflits d'intérêts. Il nuit ainsi à l'objectif affiché de développement des populations rurales *via* la création d'emplois salariés. Ces emplois concernent en effet uniquement la durée des travaux et semblent peu rémunérateurs pour les ouvriers, tandis que les élites locales détournent une partie du budget. L'impact réel des projets de régénération sur l'économie locale est donc incertain. Par ailleurs, la durée limitée des contrats est néfaste à la réussite et au suivi des plantations. L'objectif de restauration écologique poursuivi par les projets paraît dès lors compromis. A ces limites liées à la sous-traitance, s'ajoutent des problèmes liés à la structure de l'administration forestière et à la répartition des moyens.

2.1.2 Un suivi des projets peu efficace

En raison du fonctionnement décrit précédemment, les informations sur la réussite à moyen terme (au-delà de la première année) des projets de régénération sont difficilement accessibles, voire inexistantes. De plus, l'information circule difficilement entre les agents des DPEFLCD – en charge du suivi des projets – et les échelons régional et national. Sur l'ensemble des périmètres reboisés ou régénérés, combien aboutissent à un reboisement pérenne ? A ce jour, aucun dispositif de suivi ne semble exister, il n'est donc pas possible de répondre à cette question, et les reboisements sont intégrés aux chiffres nationaux sans réelle mise à jour selon leur évolution. Le village de Taidalt, a fait l'objet d'un projet de régénération d'acacias de 40 ha en 2012, en fournit un exemple concret. Alors qu'à ce jour, le projet a été définitivement abandonné (cf. 2.3.2 ci-après), les responsables de services rencontrés au HCEFLCD ne connaissaient pas la situation locale et ces plantations intégrées au bilan national (80 ha annoncés dans la province de Guelmim, Tableau 21).

Si l'organisation déconcentrée de l'administration forestière devait permettre d'améliorer la réactivité des forestiers aux besoins locaux (Benziane 2007), elle pose à l'inverse des problèmes de circulation de l'information entre les services déconcentrés et l'échelon central. Ce blocage est une contrainte pour l'évaluation précise de l'efficacité de la politique forestière vis-à-vis des peuplements d'acacia. Suivant une approche comptable servant à répondre à la réalisation des objectifs définis dans les plans d'action, les bilans des réalisations se contentent de présenter les moyens investis et les surfaces replantées en acacia, tout en faisant l'impasse sur la durabilité et les retombées socioéconomiques réelles de ces projets.

2.1.3 Un encadrement humain limité

Les agents de la DREFLCD et des DPEFLCD de la région Sud déplorent un faible taux d'encadrement et un manque de recherche sur les acacias. Sur la province d'Assa-Zag, le personnel opérationnel était constitué lors de notre passage en 2014 d'un ingénieur et d'un technicien, pour un territoire de 17 400 km² dont 100 000 ha d'acacia. Il en est de même dans les provinces de Tata (27 000 km² dont 216 000 ha d'acacia) et de Guelmim (61 800 km² dont 30 000 ha d'acacia). En outre, les agents mutés sont peu remplacés. De plus, dans le cadre des contrats-programmes – qui fixent les objectifs pour chaque région – le haut commissariat renégocie généralement à la hausse les objectifs présentés par

les services régionaux pour atteindre les objectifs nationaux. Le faible développement des projets de régénération dans la région Sud ne semble donc pas provenir d'un manque de fonds, mais bien d'un déficit en ressources humaines.

Face au manque de recherche scientifique sur les acacias, les seules données dont dispose l'administration forestière sont les surfaces peuplées d'acacia. Ces estimations sont réalisées par un bureau d'étude dans le cadre de l'Inventaire Forestier National. La méthode utilisée combine l'identification des massifs boisés par télédétection à partir d'imagerie satellitaire haute-résolution (type Quickbird) et des inventaires de terrain. Néanmoins, ces derniers n'ont pas été réalisés à ce jour dans les peuplements d'acacia et aucune évaluation systématique ou quantifiée des dynamiques écologiques n'est disponible. De plus, il n'existe aucun programme de recherche portant sur l'amélioration de l'itinéraire technique des plantations : quel espacement, quelle fréquence d'arrosage, quels types d'entretien maximisent les taux de survie des plants ? En l'absence de programme idoine, les normes de plantation sont fixées de manière empirique, selon l'expertise des agents locaux. Le changement de la densité de plantation (évoqué précédemment) a par exemple été justifié par le constat d'un taux de mortalité à trois ans de l'ordre de 60% (environ 50 à 60 plants survivants pour 156 plants/ha initiaux). En passant à une densité supérieure la DREFLCD espérait ainsi obtenir une densité à trois ans de 150 à 200 plants/ha. Pourquoi un tel objectif, qui ne correspond pas à la densité observée dans les peuplements naturels (cf. PARTIE III) ? Outre le fait que cette densité était jugée « satisfaisante », aucun élément ne justifie ce chiffre : « on fait ça juste comme ça, et on ajuste » d'après un responsable provincial. Enfin, certains ingénieurs et techniciens rencontrés évoquent le peu de temps consacré aux écosystèmes sahariens en général, et aux acacias sahariens en particulier, dans leur formation (mises à part leur répartition et leurs exigences bioclimatiques). Ce constat rejoint celui du manque de recherche. Comment former et transmettre des connaissances sur une essence qui demeure en grande partie méconnue ?

Ainsi, en l'absence de moyens humains et de connaissances scientifiques, les agents locaux se contentent de suivre avec une lassitude certaine une procédure technico-administrative définie par la DREFLCD et le HCEFLCD. A cela s'ajoutent les obstacles générés par des relations conflictuelles entre les populations et l'administration.

2.2. LES LIMITES DE L'APPROCHE CONCERTÉE MAROCAINE

2.2.1 Une démarche descendante sans concertation

Une concertation forcée et à minima

La notion de concertation s'entend généralement comme l'implication des populations dans les processus de décision durant toutes les phases du projet – depuis sa conception, jusqu'à son implémentation et son suivi – de sorte que ces dernières s'approprient le projet et ses ambitions (Aït Hamza et al. 2007). Si les forestiers marocains insistent sur l'instauration d'un dialogue avec les populations en préambule des projets de régénération, ce dialogue résulte davantage d'une nécessité que d'une volonté de collaboration. Les forestiers ont en effet besoin (*de facto*) de l'aval des populations pour l'utilisation de leurs terres collectives, qui appartiennent aux tribus (*trab el-qaliba*, cf. Chapitre 3, p. 94). Car la législation – et notamment la présomption de domanialité – est inapplicable :

Nous si on veut vraiment travailler, on va travailler par force, et la loi est avec nous. Mais si l'on opte pour cette solution, on va créer des problèmes de... tu sais, la population... (un ingénieur forestier, Avril 2014).

Ces propos témoignent d'abord d'un appareil législatif inapplicable, sous peine d'apparition de conflits difficilement solvables – en particulier dans le contexte sociopolitique de la région Sud³⁵ –, ce qui conduit les forestiers à opter pour la médiation. Cet extrait montre aussi que le dialogue avec les populations et les actions accompagnatrices ne sont pas reconnus par les forestiers comme leur cœur de métier. Le forestier est avant tout forestier ; son implication dans le développement rural n'a de sens que dans la mesure où elle lui permet d'atteindre ses objectifs (régénération des acacias). Le discours des agents forestiers, axé sur la collaboration et sur les bénéfices potentiels des projets pour les populations riveraines, peine à masquer une position coercitive et répressive, enracinée au sein du corps des Eaux et Forêts depuis sa création et qui n'a cessé de « rejeter de souche » depuis (Bergeret 1996). Comment élaborer une démarche concertée alors que pour les agents chargés de la mettre en œuvre, cette démarche ne constitue ni leur cœur de métier, ni leur objectif principal ?

Des projets « ficelés » en amont

Par ailleurs, les marges de manœuvre laissées à la concertation et à la collaboration paraissent restreintes, voire inexistantes. Le CPS, établi par l'échelon régional, impose un cadre strict sur les aspects techniques et administratifs, et empêche l'adaptation des projets aux spécificités locales. Si la région Sud n'est pas homogène (en termes de températures, de précipitations, ou encore de sols), le CPS impose une densité de plantation fixe de 333 plants/ha et des arrosages fixes de 20L/arrosage ; seule la fréquence d'arrosage semble adaptable mais selon des modalités floues « quand le besoin se fait sentir ». Faute d'adaptation aux conditions environnementales locales, la réussite des projets est incertaine. Le CPS ne permet pas non plus une adaptation des plantations aux besoins ou aux perceptions des populations. Par exemple, alors que la perte de surfaces de parcours constitue la motivation principale de l'opposition des locaux, une protection individuelle des plants pourrait être envisagée pour favoriser l'adhésion. Au lieu de cela, le CPS impose la mise en place d'une clôture autour de l'ensemble périmètre planté et entretient un symbole fort d'exclusion et de privation des populations d'une partie de leurs terres, sans prise en compte des sensibilités locales.

Seules les actions accompagnatrices sont pensées pour obtenir l'adhésion des populations ; mais là encore, les possibilités d'adaptation aux besoins locaux sont faibles. Les forestiers proposent la création d'infrastructures (pistes, routes et puits), fournissent des fours (améliorés ou électriques), des ruches et des plants d'arbres fruitiers. Ces actions visent à améliorer les conditions de vie des populations et à diversifier leurs sources de revenus, et doivent permettre de les détourner de l'exploitation des ressources naturelles. Le postulat sous-jacent considère que la pauvreté est responsable de la dégradation des ressources naturelles. Or ce postulat peut être remis en question en intégrant les pauvres dans un contexte socioéconomique moins étroit (Duraiappah 1998). Par ailleurs, les actions accompagnatrices proposées dans la région Sud sont sensiblement similaires à celles proposées dans le reste du pays. Leur conception et leurs modes d'action sont les mêmes pour des populations vivant dans les montagnes du Haut et de l'Anti-Atlas, dans les plaines semi-arides et dans les steppes sahariennes. Elles ne tiennent pas compte, ou marginalement, de l'hétérogénéité environnementale, socioculturelle et des stratégies de subsistance du pays. En climat saharien, dans quelle mesure l'apiculture peut-elle constituer une source suffisante et régulière de revenus pour les

³⁵ Nous évoquerons plus précisément les tenants et les aboutissants de ce contexte à la fin du présent chapitre.

ménages ? Les colonies d'abeilles (souvent de race non locale) peuvent-elles survivre aux sécheresses récurrentes et prolongées, ou se maintenir dans un environnement où la flore est dispersée et la floraison éphémère ? Cette activité est-elle compatible avec les modes de vie locaux, basés sur la transhumance pour certains, sur la sédentarité pour les autres ? De même, la distribution de fours électriques est-elle pertinente chez les plus pauvres, dans un pays où l'électricité coûte sensiblement plus cher que le gaz ? Ces questions restent à ce jour sans réponse ; les forestiers ne cherchent pas à évaluer les retombées économiques à court ou moyen terme des actions entreprises, sauf en termes de journées de travail créées par les projets.

L'objectif principal des forestiers est donc de faire accepter leur projet par des populations, sans réelle réflexion quant à l'intégration de ces populations dans les projets et dans les retombées qu'ils génèrent. La logique se limite à celle du donnant-donnant : les actions accompagnatrices constituent une monnaie d'échange pour des terrains à planter.

2.2.2 Un interlocuteur peu démocratique

La réalisation des projets est conditionnée par la signature d'un accord entre l'administration forestière et les populations riveraines, ce qui n'empêche pas forcément les oppositions :

Nous avons l'accord avec le caïd, avec le président de la commune. On signe le PV avant. Toujours on signe le PV avec le caïd, avec le président et tout ça. Et on signe et après ils viennent l'opposition. [...] Ils disent « on veut pas de l'acacia raddiana ici. Vous faites ça pour prendre le domaine. Alors que nous on a besoin d'autre chose » (un forestier, entretien mené en Août 2014).

Ce paradoxe apparent – *i.e.* l'émergence d'une opposition malgré la signature d'un accord – résulte du processus de concertation suivi par l'administration forestière, qui s'adresse uniquement au conseil communal. L'administration forestière promeut les retombées positives du projet (lutte contre l'ensablement, préservation des écosystèmes, la construction d'infrastructures) et la création d'emploi dont pourra profiter la population. En cas d'opposition à ce stade, les forestiers proposent des « journées de sensibilisation » destinées à convaincre les représentants des populations :

Mais on rencontre des oppositions, donc ça va être des journées de sensibilisation de une semaine, trois semaines, on discute avec les populations... Ça prend du temps, c'est pas facilement qu'ils acceptent comme ça (un forestier, entretien mené en Août 2014).

Ces propos illustrent notamment l'amalgame fait par le forestier entre « populations locales » et « représentants des populations locales », ce qui est à la base des difficultés rencontrées par la suite. Une fois convaincus par le projet, les représentants délibèrent d'un emplacement pour le projet, dont le choix mêle des logiques électoralistes et les pratiques corruptives mentionnées précédemment. Parfois, la mésentente au sein du conseil conduit à l'arrêt pur et simple du projet ; les services forestiers se dirigent alors vers une autre commune. Dans le cas où le conseil communal s'accorde, un terrain collectif est octroyé pour le projet. Dans quelle mesure ce choix est-il préalablement validé par une concertation avec les représentés (*i.e.* les ayants-droit coutumiers de la terre en question) ? Cela varie certainement selon les cas mais, comme l'illustre celui de Taidalt, la prise de décision ne semble pas forcément passer par les institutions coutumières ou quelconque organe de prise de décision collective :

Moi je suis un membre de la commune, je donne un terrain au forestier et je me justifie auprès de la population en disant que j'ai fait ça pour le travail, pour gagner de l'argent. Les gens, quand ils trouvent le travail, c'est bon. Parce qu'à Taidalt, il y a les pauvres seulement (un villageois expliquant la logique d'un représentant au conseil communal, Août 2014).

La signature d'un procès verbal entre le conseil communal, le caïd et l'administration forestière stipule ensuite les modalités du projet. Ce document identifie les ayants-droit coutumiers et détaille les aménagements prévus dans le projet. L'ensemble de cette procédure se déroule à la mairie de la commune concernée ; pour le projet de Taidalt, les décisions ont donc été prises à Fask, à 30 km du village. En dépit de la présence des représentants du village, les ayants-droit du terrain sont donc physiquement et symboliquement exclus du processus de prise de décision, ce qui n'est pas sans conséquence lorsque les travaux débutent :

Ah exactement, quand les travaux sont à mi-chemin ou bien... quand les travaux sont pas terminés donc en cours de préparation du sol, ou en cours de plantation, et il y a des oppositions de la population. Donc on arrête les travaux absolument jusqu'à résolution du problème. Il y a des problèmes qu'on peut résoudre, ça va marcher. Et il y en a qui restent comme ça, donc avec l'entrepreneur on cherche d'autres lieux (un forestier, entretien mené en Août 2014).

La principale cause d'opposition concerne la perte des terres pastorales : les troupeaux n'ont plus accès au périmètre clôturé. Mais les oppositions proviennent aussi de l'émergence de revendications (cf. 2.1.1 ci-avant) ou encore de l'existence de conflits internes à la tribu ou à la commune, ou intertribaux (cf. 2.3 ci-après), et sont favorisées par le manque de concertation avec la population. L'intérêt socioéconomique et environnemental du projet n'est pas expliqué aux populations riveraines par le forestier lui-même et se fait de manière indirecte par diffusion de l'information de proches en proches au sein du village. De plus, en dialoguant seulement avec les représentants, les forestiers ne sont pas en mesure d'identifier en amont des dissensions internes à l'origine des blocages des projets. Il en résulte un échec d'environ un tiers des projets, selon un ingénieur de DPEFLCD.

Le cadre législatif marocain et le rapport du forestier à son métier – basés sur une approche coercitive et descendante – ne permettent pas la mise en œuvre effective de l'approche concertée (Aubert 2013). La loi forestière datant de 1912 n'a été que marginalement revue, l'approche des agents demeure très techniciste et les outils sont définis de manière descendante, ce qui empêche l'émergence d'alternatives communautaires. Dans les projets de régénération des acacias, comme semble-t-il partout ailleurs au Maroc, « la négociation avec les populations rurales ne vise pas tant à intégrer leurs besoins ou leurs manières de gérer aux modes de gestion de l'administration qu'à les exclure de ces forêts d'une manière différente » (Aubert 2013). Autrement dit, malgré un enrobage de concertation et de prise en compte des besoins des populations locales, la mise en œuvre des projets de régénération des acacias tend à exclure et ce dans une logique de contrôle du territoire, qui s'obtient non plus par une stratégie répressive mais incitative. Ce fonctionnement entretient la méfiance des populations vis-à-vis d'un forestier synonyme de répression et d'exclusion (El Jihad 2010) et laisse libre cours aux spéculations individuelles et à la manipulation des populations et des projets par les élites. Les projets de régénération de l'acacia et les forestiers sont instrumentalisés par certains acteurs comme les élites qui poursuivent des objectifs individuels et collectifs variés, comme nous allons maintenant le voir.

2.3. PERCEPTION ET INSTRUMENTALISATION DES PROJETS DE REGENERATION

Outre les aspects liés aux pratiques de corruption évoqués précédemment, les projets de régénération des acacias s'inscrivent dans un contexte sociopolitique local non apaisé. Les oppositions fréquentes aux projets ont des origines diverses qu'il est possible de regrouper en deux grandes thématiques : ce que les forestiers qualifient de « sensibilité tribale » d'une part, et les enjeux politiques d'autre part. Dans cette partie nous proposons de développer ce que ces deux thématiques regroupent et, à travers l'exemple de Taidalt, d'illustrer comment naissent et s'expriment les oppositions aux projets de l'administration des Eaux et Forêts.

2.3.1 Le problème de la « sensibilité tribale »

La conservation des parcours

Alors que les éleveurs sont dans une logique de maximisation de leur territoire de parcours pour faire face à l'aléa climatique, il semble naturel que ces derniers s'opposent à la mise en défens d'une partie de ce territoire par les projets de régénération. De plus, cette privation concerne à la fois les éleveurs transhumants et les sédentaires, car les projets se situent souvent à la périphérie des villages. Or aucune de nos sources n'a été capable de préciser la durée de la mise en défens imposée dans les périmètres plantés. Selon la législation forestière, le pâturage est interdit dans les reboisements de moins de six ans, mais l'enlèvement des clôtures ne semble pas être prévu par les DPEFLCD. Il faudrait d'ailleurs pour cela passer par un nouvel appel d'offre ces travaux. Selon toute vraisemblance, les clôtures restent en place indéfiniment et les populations sont privées d'une partie de leurs terres pastorales pour une durée indéterminée. Elles perçoivent ainsi la mise en défens comme définitive et inaliénable, ce qui aboutit à un conflit sur le contrôle du foncier entre la population et le forestier.

La récupération des terres tribales par l'Etat

Pour les forestiers rencontrés, l'opération de régénération des acacias n'implique pas de modification du régime foncier du périmètre planté. Le procès verbal (entre l'administration forestière et le conseil communal) précise que le terrain conserve son statut de terre collective, ainsi que les ayants-droit associés. Seuls les arbres appartiennent à l'administration forestière, ce qui implique une interdiction stricte de coupe. A l'inverse d'après la population, les plantations permettent aux forestiers d'agrandir le domaine de l'Etat, à tort selon eux :

C'est une idée qui s'est installée dans tout le Maroc : la direction des forêts prend les terres. Tout le Maroc pense comme ça. [...] La législation est très claire. S'ils veulent la plantation ils n'ont pas le droit de couper les plants. Mais nous on ne s'approprie pas le terrain. [...] S'il y a un permis signé avec les populations, même si après 20 ans, 30 ans, l'Etat veut faire la délimitation du périmètre, elles montrent le PV. Elles disent qu'elles l'ont fait en concertation avec la direction [des eaux et forêts], et il ne sera pas délimité (ingénieur forestier, entretien mené en février 2014).

Tous les entretiens menés auprès des populations de la région corroborent ces propos : les actions menées par les services forestiers sont vues comme une préemption des terres collectives par l'Etat. Certains y voient d'ailleurs une stratégie délibérée de l'Etat marocain d'asseoir son autorité sur les territoires sahariens qui est mise à mal par les revendications tribales de l'exercice de leurs droits coutumiers et par celles d'autonomie du POLISARIO (cf. Boîte 7.1, p. 242). La perception

d'un forestier-expropriateur par les populations, qui se retrouve par ailleurs dans de nombreuses régions (Ribot et al. 2006) se base par ailleurs sur des processus tangibles.

D'une part, le mode d'appropriation coutumier du foncier en vigueur dans les pays musulmans explique la perception de l'expropriation. Les terres collectives non boisées sont en effet considérées comme des terres mortes, appropriables par des individus selon le principe de vivification (cf. Chapitre 3, p. 94). La plantation d'arbres constitue un moyen de vivifier une terre et implique une exclusion : avec l'attribution au terrain une vocation donnée (forestière), les ayants-droit coutumiers perdent la possibilité de le valoriser autrement (création d'un jardin irrigué, construction d'une maison, etc.). Le forestier s'approprie donc le potentiel productif du terrain en orientant l'*usus* dans une direction donnée. D'autre part, la gestion et l'exploitation des arbres lui sont réservées (sauf autorisation) : il bénéficie du *fructus* et de l'*abusus* des arbres. La clôture prive aussi (concrètement et symboliquement) les éleveurs de l'*usus* des parcours. En d'autres termes, malgré la conservation de leurs droits *de jure*, les populations sont privées des usages présents et potentiels du terrain. La pensée populaire de la captation des terres collectives par l'administration régaliennne relève donc davantage d'une réalité que d'une perception.

Par ailleurs, le dahir de 1917 stipule que « les terrains collectifs reboisés ou à reboiser et les terres de parcours collectives à améliorer par l'Etat après accord du conseil de tutelle des collectivités » sont soumis au régime forestier. Selon la loi, les populations perdent donc l'essentiel de leurs droits coutumiers dans les plantations, à l'exception d'un droit de parcours (après six ans) et de collecte du bois mort gisant. Les craintes manifestées par les populations qui se basent sur les pratiques coutumières sont donc légitimes au regard de la loi, qui plus est au regard de ce qui se déroule sur le terrain (cf. la question de l'enlèvement de la clôture précédemment évoquée).

Une politique forestière perçue comme inutile

L'administration forestière, de par sa relation historiquement conflictuelle avec les populations (Aubert 2013), a mauvaise presse au Maroc. Dans la région Sud, ce phénomène est exacerbé par le fait que les populations jugent inefficaces les projets de régénération des acacias. Interrogée sur les raisons pour lesquelles le forestier s'investit dans ces projets, une personne répond :

Pour consommer le budget. Si tu vas voir le projet du forestier, tu vas voir que tout ce qui est planté est mort. Il ne reste que les épines. Le forestier il ne fait que consommer le budget et il s'en va. L'acacia qui pousse, c'est celui que plante le Dieu (un habitant d'Assa, entretien mené le 14/04/2014)

Les populations sont donc conscientes des failles des projets de régénération mises en lumière précédemment (cf. 2.1 ci-avant) et constatent l'échec des plantations (propos difficile à vérifier, cf. 2.1.2). Elles perçoivent par ailleurs l'état des peuplements d'acacia d'une manière différente de l'administration forestière, ce qui a pour effet de décrédibiliser l'action des forestiers :

L'acacia, il ne fait que s'accroître. En dépit des voleurs, des charbonniers... Mais grâce à Dieu, l'acacia reste. Même s'il n'y a pas de pluie pendant deux ou trois ans, l'acacia ne meurt pas. Même sans pluie pendant cinq ou six ans. [...] Il est arrosé par Dieu, il pousse grâce à Dieu (un habitant d'Assa, Avril 2014).

Pour les populations, les peuplements d'acacia sont en expansion généralisée sauf dans les secteurs où sévissent les charbonniers (cf. 3.1 ci-après). En dehors du charbonnage, les pratiques nuisibles à l'acacia ont selon eux décliné (avec l'arrivée du gaz et d'autres produits de substitution, cf.

Chapitre 4), entraînant une régénération et une extension des peuplements. Cette perception contradictoire décrédibilise les forestiers et constitue un élément de blocage supplémentaire à l'acceptation des projets. Selon les populations, les forestiers ne parviennent pas à assurer la survie des plantations, tandis que les peuplements naturels se régénèrent spontanément. Comment dès lors adhérer à, puis s'appropriier, des projets dont on ne reconnaît pas l'utilité ?

En conclusion, la « sensibilité tribale » émerge de l'exclusion des populations de leurs terres coutumières, de perceptions contradictoires du milieu et de doutes quant aux capacités des forestiers à bien comprendre les dynamiques en cours. Ainsi, aux yeux de la population, les projets de l'administration forestière sont instrumentalisés par l'Etat à des fins de contrôle. Les objectifs cachés sont le renforcement du contrôle de l'Etat sur la zone saharienne. Le détournement des objectifs des projets contribue également à la poursuite des intérêts individuels de ses agents (enrichissement, avancée dans la hiérarchie). Vu les circonstances, chacun tente ainsi de tirer profit de l'opportunité offerte par les projets des forestiers, qu'elle soit économique ou politique.

2.3.2 *Instrumentalisation politique des projets*

Les projets de régénération, outils de revendications foncières

Grâce aux procès verbaux, la tribu concernée par les projets de régénération bénéficie d'un document officiel qui l'identifie comme propriétaire coutumier du terrain. Ce document devient alors un outil de revendication du contrôle foncier en cas de conflits entre différents groupes ethniques. Conscient de ce phénomène, un ingénieur forestier nous a ainsi indiqué éviter d'implanter ses projets dans un territoire limitrophe à deux groupes tribaux. Par exemple en 2013, dans la province de Tan-Tan, un projet de plantation de figuiers de Barbarie a été ajourné suite à un conflit foncier entre la tribu des Ait Oussa et celle des Iggût. La même année, la construction d'un puits avait entraîné un affrontement entre la tribu des Ait Noss et celle des Ait Oussa. Malgré des tentatives de médiations entreprises par le gouvernement central, l'armée a été obligé d'intervenir dans la ville d'Assa pour calmer un soulèvement social naissant. Si ces exemples ne concernent pas directement les projets de régénération des acacias, ils illustrent néanmoins l'ampleur et la vitesse que prennent les contestations dans la région Sud. Les projets portés par l'administration fournissent un prétexte à l'éclatement de conflits sous-jacents dans ces territoires où les tribus sont une force politique majeure et où l'autorité régalienne peine à s'affirmer. La mésentente foncière entre les Ait Oussa et les Ait Noss semblait aussi provenir de revendications politiques anciennes, voire de jalousies ayant émergées suite au remerciement par l'armée d'une partie des Ait Oussi qu'elle comptait. Le détournement des projets à des fins politiques constitue donc un obstacle considérable pour des administrations régaliennes soucieuses de préserver la paix sociale.

Les projets de régénération au cœur des conflits locaux internes

Les conflits internes au sein d'une tribu et entre tribus d'une même commune, bien qu'ayant une ampleur politique moindre, constituent un autre élément de blocage. A plusieurs reprises, les agents des DPEFLCD ont évoqué un arrêt des projets suite à des désaccords entre les membres du conseil communal et leurs représentés, ou entre les représentés. Le cas de Taidalt est révélateur.

En 2010, un représentant communal originaire du village a fait légaliser un terrain collectif en son nom. Cette procédure nécessite de rassembler un consortium d'ayants-droit de la tribu qui atteste auprès des autorités locales qu'un individu est propriétaire coutumier du terrain en question.

Ce propriétaire a ainsi pu vendre le terrain à des acheteurs émiratis, une opération très lucrative (prix de vente : 1 000 €/ha). En 2012, un second représentant tenta d'effectuer la même opération sur un terrain voisin, mais a été bloqué par une partie de la tribu qui considère que les terres collectives ne peuvent être vendues au profit de quelques particuliers. Parmi les plus fervents opposants se comptait le maître de chantier chargé de coordonner les travaux et l'arrosage des plantations d'acacia (du projet de 2012).

Par vengeance, des opérations diverses ont été menées pour priver le maître de chantier de son emploi : pressions auprès de l'administration forestière pour faire renvoyer la personne, blocage de l'accès à la plantation du camion-citerne et menaces dirigées contre l'entrepreneur en charge du marché. Malgré des tentatives d'apaisement, l'administration forestière n'a pas réussi à résoudre les discordes. L'entrepreneur a fini par résilier le contrat et le projet a été définitivement arrêté ; à ce jour, les agents de la DPEFLCD n'envisagent pas une reprise ou un suivi du projet.

A travers cet exemple ressort le rôle des structures sociales et des enjeux locaux. Dans ce genre de situation, l'administration dispose d'une latitude limitée sous peine d'escalade des revendications. Les projets de régénération servent la poursuite d'intérêts individuels et de revendications sociopolitiques ; la préservation des écosystèmes et la lutte contre la pauvreté sont reléguées au second plan.

3. L'imbroglie de la protection des peuplements spontanés

En parallèle aux actions de reboisement et de régénération, les forestiers sont chargés du contrôle des zones boisées et de l'application du code forestier. Dans la région Sud, cette activité est principalement axée sur la lutte contre le braconnage et contre les coupes illicites. Dans la plaine d'*Ighuweln*, certains considèrent que cette présence policière a contribué de façon efficace à la lutte contre le charbonnage et les coupes et à la restauration de peuplements arborés menacés (cf. Chapitre 4). Qu'en est-il à l'échelle régionale ? Dans cette partie, nous dresserons un aperçu des pratiques de charbonnage dans la région Sud, des acteurs impliqués et de l'organisation de la filière de vente. Puis un focus sur les moyens dont disposent les forestiers pour lutter contre cette activité sera effectué, ainsi que sur les obstacles auxquels ils doivent faire face.

3.1. LES CHARBONNIERS ET LEURS PRATIQUES

3.1.1 Une activité territorialisée

L'activité de charbonnage n'est pas homogène sur l'ensemble de la région Sud (Figure 60) et se concentre dans des zones spécifiques connues par les services forestiers régionaux et provinciaux et par la population. Sur la province d'Assa-Zag, les charbonniers opèrent surtout dans la région de Lbouirat et de Mahbas, ainsi que dans la Hamada de Zag. A Tata, un technicien forestier évoque les environs d'Ait Ouabelli, Akka, Tata et Foum Zguid. A Guelmim, le charbonnage n'est pas considéré comme une activité très répandue ; la province est davantage une zone de transit du charbon produit plus au Sud et vendu à Guelmim et aux alentours. Enfin sont évoqués les secteurs de Smara et de Boujdour, où d'après les services forestiers l'on trouverait les plus grandes fosses à charbon.

Les sites de charbonnage se répartissent le long des principaux axes routiers, utilisés pour le transport. Le développement de ces infrastructures facilite l'accès des charbonniers à certains sites. Les charbonniers se concentrent néanmoins dans des zones difficilement accessibles aux services forestiers en raison de la présence de mines anti-personnel (cf. Boîte 7.1, p. 242) qui les protègent des contrôles. L'activité de charbonnage demande donc une bonne connaissance du terrain (répartition des mines, capacité d'orientation dans le vaste plateau rocheux de la hamada dépourvu de relief et aux paysages monotones). L'activité de charbonnage n'est donc pas accessible à tous.

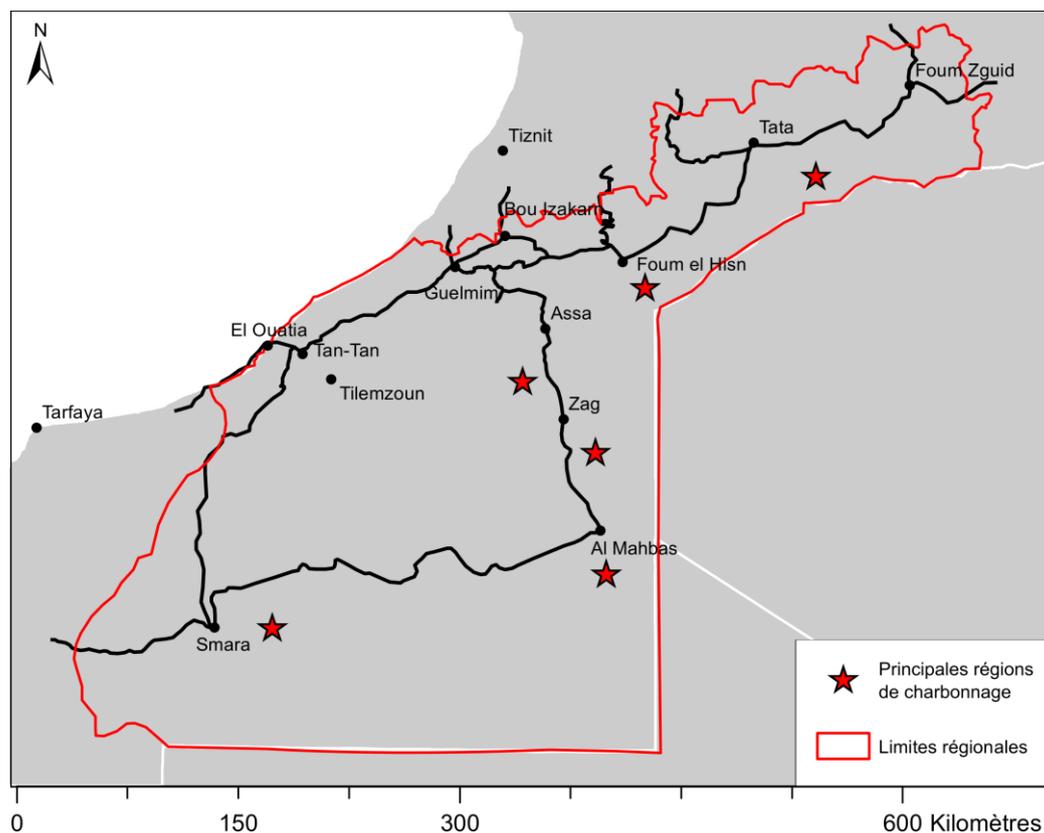


Figure 60 : Sites particulièrement affectés par l'activité de charbonnage sur la région de Guelmim-Smara, d'après les informations recueillies auprès des services forestiers régionaux et provinciaux.

3.1.2 Les acteurs du charbonnage

L'accès aux activités de charbonnage et à ses acteurs est difficile en raison du caractère illicite de l'activité et du contrôle des étrangers par les autorités locales. Les informations dont nous disposons sont donc des informations de seconde main collectées au cours de nos déplacements ou obtenues auprès des services forestiers.

Deux configurations sont possibles en matière de charbonnage : soit les opérateurs travaillent isolés et à leur propre compte, seuls ou en petits groupes (cf. Chapitre 4, p. 153), soit des « mafias » (terme employé par les forestiers) opèrent de façon plus organisée et à plus grande échelle. D'après nos sources, il s'agit plutôt d'une organisation hiérarchique similaire à celle d'une entreprise : une personne disposant des moyens de production (véhicule, matériel, etc.) emploie des ouvriers. Si les modalités de rémunération des ouvriers restent inconnues, l'on peut supposer soit le versement mensuel par les ouvriers d'une part fixe à l'employeur (pour la fourniture des moyens de

production), soit le versement d'un pourcentage par sac de charbon produit. L'employeur type serait fortuné, originaire de la région ou non. Il recruterait parmi les personnes n'ayant pas d'autres sources de revenus, notamment parmi les jeunes (de 20 à 40 ans). L'absence d'emploi dans une région où le chômage reste élevé constituerait donc un terreau fertile pour le charbonnage. Les charbonniers cesseraient d'ailleurs ce travail lorsqu'ils trouvent un autre emploi (dans le pays ou à l'étranger) ou dès qu'ils ont les moyens d'investir dans un commerce. Si ces emplois sont temporaires, il peut y avoir un retour vers le charbonnage, comme cela a été illustré au Chapitre 4.

Plusieurs facteurs expliquent que le charbonnage représente une activité envisagée en dernier recours. C'est tout d'abord une activité risquée, tant en termes de sécurité individuelle (présence des mines, climat rude) qu'en termes de législation. Les amendes fixées en cas de délit de coupe et de transport de charbon se veulent en effet dissuasives, et des peines de prison sont prononcées en cas de récidive. Ensuite, le charbonnage est une activité pénible et difficile, qui ne permettrait pas – pour l'ouvrier du moins – un enrichissement conséquent. Hors-la-loi selon le droit marocain, le charbonnier l'est également selon les normes sociales (cf. Chapitre 4, p. 158). Pour toutes ces raisons, la production de charbon tendrait à diminuer ou à être stable dans la région. Sur fond de tabou socioculturel, la police forestière et les alternatives économiques semblent être les deux facteurs pouvant permettre d'éradiquer cette activité.

3.1.3 La pratique du charbonnage

Le charbonnage est réalisé dans des fosses de 2-3 m² à parfois plus de 200 m², dans lesquelles s'opère le processus de carbonisation, au terme duquel le charbon est mis en sac. Les charbonniers se rendent sur le site en véhicule tout terrain et empruntent les axes routiers principaux, comme nous avons pu l'observer à la sortie de Zag, malgré une police et une armée omniprésente. Une fois le processus de carbonisation lancé, les charbonniers quittent la zone et n'y reviennent que le lendemain (ou 2-4 jours plus tard pour les grandes fosses) pour la mise en sac et le transport du charbon vers les points de vente.

La vente s'effectue *via* divers canaux. Les charbonniers vendent d'abord leur production dans les villages de la région, dans lesquels ils ont des contacts parmi la population. Lors de nos séjours à Taidalt, ces arrivées discrètes passaient par un intermédiaire du village et garantissaient aux foyers un approvisionnement régulier en charbon évitant toute pénurie. Les centres urbains sont le second canal de distribution. Le charbon est entreposé dans des garages et vendu progressivement *via* les réseaux relationnels. Ces pratiques permettent de déjouer la vigilance des autorités et compliquent l'activité de contrôle et de verbalisation de l'administration forestière.

3.2. LES OUTILS DE SURVEILLANCE

3.2.1 Les tournées de contrôle

Pour lutter contre les coupes illégales d'acacia, les forestiers effectuent des tournées dans les zones concernées et verbalisent les contrevenants. Ces tournées doivent être effectuées avec au moins un agent assermenté, c'est-à-dire un ingénieur ou un technicien. Vu les faibles moyens humains, ces tournées (réalisées de une fois par mois à une fois par semaine, selon les DPEFLCD) ne permettent pas d'assurer un contrôle assidu de l'ensemble du territoire. De plus, elles visent à contrôler divers types de délits, dont le braconnage est le plus répandu. Par exemple, sur 15 PV annuels établis dans

les provinces de Tata, seuls 2-3 sanctionnaient des délits de coupe. Les efforts déployés par l'administration forestière ont tout de même permis d'augmenter le nombre de délits constatés :

Maintenant on fait des contrôles, des ratissages, des tournées. Mais avant je pense qu'il manquait du personnel, on faisait pas beaucoup de sorties. Donc il y avait des délits mais ils étaient pas notés. Les PV augmentent mais ça ne veut pas dire qu'il y a plus de charbonniers. Donc avant il y avait peut-être des délits mais ils étaient pas contrôlés. Je pense que c'est pour ça [que le nombre de PV augmente] (un ingénieur forestier, entretien mené en Août 2014).

Mais les tournées de contrôle aboutissent rarement à la verbalisation d'individus ; l'étendue du territoire rend difficile la prise sur le fait – nécessaire à l'établissement du PV – et les pratiques des charbonniers, qui notamment quittent la zone pendant la carbonisation, conduisent à la constatation d'une infraction sans pouvoir en identifier les auteurs :

C'est entre huit et dix [PV] dans le mois sur la région jusqu'à Dakhla. Et la plupart sont dressés contre inconnu. On part, on trouve la charbonnière seule sans personne. Ils la préparent et ils partent. Ils la laissent 3-4 jours et ils viennent pour ramasser. Donc c'est dressé contre des inconnus. On incendie tout. On essaie de mener des enquêtes mais ça reste, ça prend du temps. Ça concerne plus de 60% des PV (un forestier, entretien mené en Août 2014).

En outre, les services forestiers ne se rendent pas dans les zones minées pour des questions de sécurité. Finalement, l'utilisation par les charbonniers de véhicules semblables, de même modèle et couleur que ceux également utilisés par les éleveurs et bergers, rend difficile la traque des trafiquants. Les charbonniers privilégient par ailleurs les pistes et se déplacent discrètement.

3.2.2 La délation et la « cohésion tribale »

Afin d'améliorer l'efficacité de leurs déplacements et des contrôles, les forestiers ont recours à un réseau d'informateurs employés par l'administration : les caïds au niveau des communes et les moqadems au niveau des villages. Ces deux personnes, rattachées au ministère de l'intérieur, sont en effet chargées d'assurer la surveillance du territoire et sont censées rapporter les événements ou déplacements inhabituels, tels que les contrebandiers, à leur hiérarchie. Or ce réseau d'informateurs se limite à ces personnes et ne s'étend pas à l'ensemble de la population locale. Car l'appartenance à un groupe ethnique interdit toute délation vis-à-vis de ce même groupe :

Et il y a aussi cette cohésion tribale. Les autres habitants ils vont pas venir chez le forestier pour lui dire « ah, vous savez celui-là il est en train de préparer le charbon de bois à la centaine ». D'accord ? Parce que c'est considéré comme une sorte de lâcheté (un ingénieur forestier, entretien mené en Avril 2014).

Cette « cohésion tribale » implique qu'en général, les charbonniers sont connus et, s'ils sont parfois mal perçus pour leur activité jugée immorale, ils ne sont pas dénoncés pour autant. Certes, si le charbonnier provient d'une tribu voisine, ou coupe des arbres considérés comme la priorité d'un individu (cf. Chapitre 4), cela peut favoriser la délation. Néanmoins, le fonctionnement des structures tribales empêche ce genre de pratiques :

Parce que le principe c'est quoi ? Moi et mon frère, contre mon cousin. Et moi et mon cousin, contre l'autre. Et c'est moi l'autre ! (rires) (un ingénieur forestier, entretien mené en Avril 2014).

Dans le système tribal, les alliances et les ententes entre individus sont très fortement liées au degré de parenté des individus. Cela s'observe notamment dans les conflits internes, souvent décrits par les gens comme l'opposition de deux lignages ou de deux fractions, voire de deux tribus. L'appartenance à un de ces groupes implique une adhésion tacite de l'individu aux revendications portées par ce groupe. De manière similaire, une alliance passée avec un individu d'une sphère sociale éloignée contre un autre d'une sphère sociale plus proche, sera vue comme une trahison, comme une pratique contraire aux mœurs. Ce fonctionnement garantit notamment qu'en cas de conflits entre deux groupes tribaux, il y ait une union interne dans chaque groupe permettant de faire face à l'ennemi commun. Dès lors, la délation au forestier sous-entend de dénoncer une personne socialement plus proche de soi – membre de la même tribu, ou d'une tribu saharienne – que ne l'est le forestier, représentant d'une autorité extérieure au Sahara. Pour l'observateur extérieur qu'est le forestier, les habitants de la région Sud font ainsi preuve d'une cohésion sociale et d'une solidarité qui empêche toute délation.

3.3. LE POIDS DU CONTEXTE SOCIOPOLITIQUE

Boîte 7.1

Éléments généraux à propos conflit du Sahara Occidental

Durant l'époque coloniale, alors que le Maroc était sous protectorat français, le Sahara Occidental était quant à lui administré par l'Espagne, dont l'autorité était contestée par un mouvement de résistance dit « classique » de la part des sahraouis. Cette résistance s'étala entre la fin du XIX^e siècle et 1966, date à laquelle apparaît un mouvement indépendantiste et une résistance dite « moderne » (El Kanti 2008).

En 1973 né le front POLISARIO, mouvement le plus emblématique du combat pour l'indépendance nationale sahraouie. Ce dernier entame une lutte armée contre l'Espagne qui aboutira au retrait de cette dernière en 1975, dans le cadre d'un traité qui prévoyait le partage du Sahara Occidental entre le Maroc et la Mauritanie. Le POLISARIO, qui dénonce cet accord entre alors en guerre avec la Mauritanie – qui finira par signer un accord de paix en 1978 – et le Maroc (El Kanti 2008).

Dans ce conflit armé, l'armée sahraouie a triomphé entre 1973 et 1980, et le Maroc fut contraint de procéder dans les années 1980 à une importante campagne de « fortifications militaires » matérialisée par six murs de défense et la prolifération de mines anti-personnel (Omar Yara 2008). Durant cette guerre, entre 7 et 10 millions de mines auraient été posées, soit 20 mines par sahraoui. Mines qui continuent encore aujourd'hui à tuer, et ce malgré un « cessez-le-feu » signé en 1991.

Depuis cette date, une mission MINURSO de l'ONU est chargée d'organiser un référendum d'autodétermination pour une résolution définitive du conflit. Or le Maroc demeure à ce jour défavorable à cette solution et préfère une autonomie interne du Sahara Occidental dans le cadre de sa souveraineté (El Kanti 2008). Cette situation aboutit, à l'heure actuelle, à une occupation non reconnue par les instances internationales du Maroc sur une partie du Sahara Occidental et à un contexte sociopolitique local susceptible de dégénérer, le tout dans un climat de « ni guerre, ni paix ».

La majorité des surfaces couvertes par *V. raddiana* au Maroc se situent dans le territoire du Sahara Occidental, ce qui a des conséquences majeures sur la mise en application de la politique forestière. Le conflit du Sahara Occidental est en effet un des plus anciens conflits non-résolus (cf. Boîte 7.1), et est relatif aux disputes sur le tracé des frontières au sortir de la décolonisation, entre l'Algérie, le Maroc et la Mauritanie (Mohsen-Finan 2009). Dans cette région, la légitimité du Maroc n'est pas reconnue par les instances internationales, notamment en termes d'exploitation des ressources naturelles. Ce dernier n'y exerce ainsi pas son autorité de manière absolue, dans le but de préserver le *statu quo* actuel de « ni guerre, ni paix » qui prévaut depuis le 6 Septembre 1991, date de la signature du cessez-le-feu entre le POLISARIO et le Maroc (El Kanti 2008).

3.3.1 Gouvernance au Sahara Occidental et conséquences

Depuis 1963, le Sahara Occidental est classé par l'ONU comme un territoire non-autonome, administré officiellement par l'Espagne, mais occupé dans les faits par le Maroc (Riché 2008). Selon le droit international, les ressources naturelles des territoires non-autonomes ne peuvent être accaparées par l'Etat occupant, les investissements économiques étrangers doivent obéir aux souhaits des peuples de ces territoires, et l'Etat administrant doit préserver les droits de ces peuples sur leurs ressources naturelles (Riché 2008). Certes dans les faits, l'exploitation des ressources naturelles par le Maroc est effective, notamment des ressources halieutiques et les minerais (Riché 2008) – *i.e.* des ressources qui représentent un enjeu économique important. Néanmoins, le statut actuel, ainsi que l'histoire de l'insurrection sahraouie, permettent de mieux comprendre la marginalisation des peuplements de *V. raddiana* dans la politique forestière marocaine.

Les conséquences de ce conflit ont remonté au-delà des frontières du Sahara Occidental ; l'opportunité de lutte est saisie par les partisans sahraouis jusqu'à Guelmim (Omar Yara 2008). Il est dès lors possible de considérer que ce conflit a pu affecter l'ensemble des territoires peuplés par *V. raddiana*. Au vu du relativement faible intérêt économique que représente cette essence (en comparaison à celui des autres ressources naturelles), l'on comprend aisément que ces peuplements aient été délaissés par le Maroc face aux enjeux géostratégiques régionaux. L'absence de délimitation et le manque de données disponibles sur ces peuplements constituent un des héritages de ce conflit. D'abord, parce que le combat à mener pour le Maroc dans ces territoires était ailleurs ; ensuite parce que l'insécurité générée par le conflit ne permettait pas d'accéder aux peuplements de *V. raddiana*. Une situation qui est loin d'être réglée à l'heure actuelle.

3.3.2 Insécurité et prudence de l'administration saharienne

Malgré le *statu quo* actuel qui permet au Maroc d'occuper le Sahara Occidental et d'y développer ses administrations et ses activités économiques, de nombreuses contraintes persistent pour la conservation des peuplements de *V. raddiana*. D'abord, comme nous l'avons évoqué précédemment, les mines anti-personnel représentent un obstacle majeur. Elles empêchent le forestier et la société dans son ensemble d'accéder aux peuplements, pour y contrôler les délits ou pour les étudier. A l'inverse, ces zones constituent des terrains de prédilection pour les charbonniers qui peuvent y exercer librement. En outre, si l'interception des charbonniers serait possible en dehors des zones minées, aux abords des villes et des villages, un manque de volonté l'en empêche :

On ne met pas trop cœur à assurer ses fonctions régaliennes ici au Sud, à cause de la particularité tribale. Le moindre conflit dégénère vite en conflit politique (un ingénieur forestier, Avril 2014).

Ainsi dans les territoires sahariens, le Maroc doit opérer un compromis entre la manifestation de son autorité et le maintien de la paix sociale. Comme les exemples présentés dans ce chapitre l'illustrent, les tensions entre une administration de l'Etat et une entité tribale peut rapidement dégénérer en soulèvement social incontrôlé. De tels phénomènes peuvent avoir des conséquences nationales et internationales pour le pays, et un soin particulier est porté pour les éviter. Ainsi, une tolérance prévaut quant aux charbonniers et aux autres pratiques portant atteinte à la conservation de *V. raddiana*, à laquelle le contexte sociopolitique actuel n'est pas étranger.

Conclusion

La politique et les projets en faveur des peuplements de *V. raddiana* demeurent à ce jour embryonnaires ; comparée aux autres espèces forestières du pays, peu de réalisations ont été entreprises pour mieux connaître et mieux protéger cette essence. Ce constat s'illustre notamment par l'apparition récente des peuplements de *V. raddiana* dans les stratégies nationales, dont aucun ne bénéficie d'une assiette foncière apurée. Malgré le développement récent de programmes de régénération par plantation artificielle de l'espèce, la mise en œuvre de cette politique est entravée par de nombreux éléments liés au fonctionnement de l'administration des Eaux et Forêts et aux particularités socioéconomiques et sociopolitiques locales. La sous-traitance favorise les logiques clientélistes et favorise l'émergence de conflits locaux conduisant à l'échec des projets. Par ailleurs, les contraintes techniques imposées à l'entrepreneur ne permettent pas de garantir leur durabilité. L'approche suivie par l'administration demeure très centralisée et se confronte aux perceptions négatives des populations locales. Cette situation génère des oppositions et empêche toute appropriation des projets par les populations, ce qui aboutit *in fine* à un ralentissement de leur développement, voire à leur échec. Ainsi, au vu des faibles superficies concernées par ces projets de plantation et de leur réussite aléatoire, cet outil de conservation paraît inefficace pour assurer le maintien de *V. raddiana* dans la région et inverser une tendance supposée décliniste.

La conservation des peuplements naturels d'acacia passe aussi par l'application du régime forestier, qui pénalise notamment les coupes illicites. Si ces dernières sont en effet considérées, par les agents forestiers et les populations locales, comme la principale menace pesant aujourd'hui sur les peuplements de *V. raddiana*, leur contrôle connaît de nombreux obstacles. D'une part, les populations sont dans un rapport de défiance vis-à-vis du forestier, inhérent à la structuration tribale de la société, mais également favorisé par une perception négative des actions menées par ce dernier sur la région. Le forestier étant vu comme un expropriateur, les conditions d'un dialogue ou d'une coopération ne sont pas réunies. D'autre part, l'ensemble de la région Sud subit l'héritage du conflit du Sahara Occidental, qui se traduit par une accessibilité restreinte du fait de la présence de mines, et par un climat social susceptible de dégénérer. Ainsi, l'administration peine à exercer son autorité ; les coupes illicites d'acacia se déroulent ainsi quasi-librement dans certaines régions.

Compte-tenu de l'ensemble de ces éléments, la politique forestière en faveur de *V. raddiana* apparaît comme peu efficiente. Si le contexte sociopolitique régional explique en grande partie cette inefficience, la façon dont cette politique est mise en œuvre y contribue également. Il convient dès lors de reconsidérer les postulats de départ et de repenser les outils utilisés actuellement.

Chapitre 8. Le socioécosystème à *V. raddiana* : compréhension intégrée, résilience, et enjeux pour une meilleure conservation

Comme cela a été évoqué en introduction générale, les scientifiques, en apportant de nouvelles connaissances, ont un rôle essentiel à jouer dans la résolution des problèmes environnementaux actuels et futurs. Les approches disciplinaires ont en ce sens été très utiles pour mettre en lumière et faire entrer les problèmes environnementaux dans les débats sociétaux modernes. Néanmoins, ces approches apparaissent aujourd'hui de plus en plus inadaptées au caractère multidimensionnel de la dégradation des écosystèmes, comme le cas de la désertification l'illustre. Sans chercher à tracer un trait sur ces approches, l'interdisciplinarité propose de créer des interactions entre celles-ci afin d'aborder le monde de manière holistique et de penser sa complexité de manière intégrée, plutôt que de chercher à le réduire pour le simplifier (Cote et Nightingale 2012). C'est par ce moyen qu'il sera possible pour nos sociétés d'atteindre un développement durable, c'est-à-dire d'arriver à une avancée équitable du bien-être humain sans compromettre l'intégrité des écosystèmes (Fischer et al. 2015). En proposant de repositionner la question environnementale à l'interface d'une sphère sociale et d'une sphère écologique qui communiquent entre elles et interagissent, le cadre d'analyse des SES propose les outils conceptuels nécessaires à un tel travail.

La gestion durable doit en effet reconnaître que les zones habitées sont « culturelles » plutôt que « naturelles » (Selman et Knight 2006), c'est-à-dire nécessite un changement de vision en replaçant l'Homme dans les écosystèmes et les paysages, ce que le cadre des SES permet. Si les peuplements d'acacia du Sahara commencent à être envisagés comme des paysages culturels par certains (Hobbs et al. 2014), l'on comprend encore mal les processus de construction de ces paysages. Quelle est le rôle de l'Homme dans cette construction ? Dans quelle mesure des changements dans la sphère sociale impactent-ils ces paysages ? Par ailleurs, l'approche des SES invite à considérer les interrelations entre les sociétés humaines et leur environnement non-humain dans des systèmes qui s'emboîtent au sein de différentes échelles spatiales (Berkes et al. 2003). Chaque SES, délimité de manière conceptuelle par le chercheur pour répondre à des questions spécifiques, est en effet dépendant d'un SES plus large (Fischer et al. 2015).

Notre travail, pour aborder les peuplements de *V. raddiana* par une approche socioécosystémique, s'est d'abord positionné à une échelle territoriale (celle de la plaine d'*Ighuwelln*) puis à une échelle régionale (celle de la région du Maroc saharien). La première était la plus appropriée (Fischer et al. 2015) pour comprendre (1) la façon dont les sociétés humaines utilisent, modifient et gèrent les peuplements de *V. raddiana* et (2) les services écosystémiques fournis par cette espèce et dont bénéficient ces sociétés. La seconde a quant à elle permis d'appréhender (1) la façon dont les politiques forestières sont définies et mises en œuvre et (2) les interactions entre ces politiques et les interactions au sein du SES, observées à l'échelle territoriale. Ce faisant, nos

questions de départ nous ont conduits à nous intéresser aux différents usagers des peuplements d'acacia, aux interactions de ces usagers entre eux et avec les acacias, ainsi qu'au système de gouvernance régulant ces interactions.

Il convient alors de replacer ces différentes composantes et leurs interactions dans une vision globale et intégrée afin de mieux comprendre le fonctionnement du SES à *V. raddiana* et de mieux identifier les enjeux sous-jacents à la conservation des peuplements, et ce dans un contexte d'environnement humain et non-humain dynamique. Nous proposons donc dans ce chapitre de dresser une synthèse des enseignements tirés des chapitres précédents. Pour ce faire, les composantes du SES à *V. raddiana* étudié et leurs interactions seront intégrées dans un modèle qualitatif permettant de mettre au jour le fonctionnement global du SES. Ce travail permettra ensuite d'aborder la question de la résilience du SES à *V. raddiana*, en adoptant la définition de la résilience spécifique (cf. Boîte 8.1, p. 258), grâce à laquelle il est possible de traiter de la réaction du système (ou de certaines de ses composantes) à des perturbations spécifiques et concrètes.

1. Le socioécosystème à *V. raddiana* : synthèse générale

Pour des raisons analytiques, les usagers des peuplements de *V. raddiana* ont été regroupés en trois catégories. Les usagers coutumiers sont les ayants-droit historiques (ou coutumiers) du territoire, où ils pratiquent leurs activités de subsistance, *i.e.* l'agriculture d'inondation et l'élevage. Les nouveaux usagers représentent les personnes impliquées dans le charbonnage commercial, une activité qui a émergé au milieu du XX^e siècle suite à la forte dynamique de sédentarisation et d'urbanisation qu'a connue la région, et qui est toujours en cours. Enfin, les usagers externes représentent les acteurs des institutions émanant de la modernisation des administrations et des structures de gestion de la vie collective. Le terme externe est employé car ces usagers ont des compétences dépassant l'échelle territoriale ; leurs pratiques et la nature de leurs interactions (entre eux et avec les peuplements de *V. raddiana*) ont des conséquences régionales. La Figure 61 propose un modèle qualitatif des interactions entre ces trois catégories d'usagers au sein du SES à *V. raddiana*. Dans cette partie, nous discutons des interactions entre ces usagers et les peuplements d'acacia. Les interactions entre les catégories d'usagers seront traitées dans un second temps.

1.1. AGROPASTEURS SAHARIENS ET LA FORET RURALE DE *V. RADDIANA*

1.1.1 L'acacia et le système agropastoral de la plaine d'Ighuweln

L'acacia, source de services écosystémiques multiples

L'acacia est profondément ancré dans le système agropastoral de la plaine d'Ighuweln ; il en assure divers services écosystémiques et est directement impacté par les activités humaines. *V. raddiana* est une source de services écosystémiques d'approvisionnement. Elle fournit du bois de chauffe pour les transhumants qui cuisinent quotidiennement au feu de bois et pour les sédentaires qui préparent le thé traditionnel au charbon de bois. Elle constitue une ressource pastorale pour les caprins et les camelins et est particulièrement utile en début et en fin de saison sèche, respectivement pour ses gousses et pour son feuillage. Elle est enfin une source de divers produits à usage médicaux et vétérinaires, dans le cadre d'une médecine locale préventive et curative.

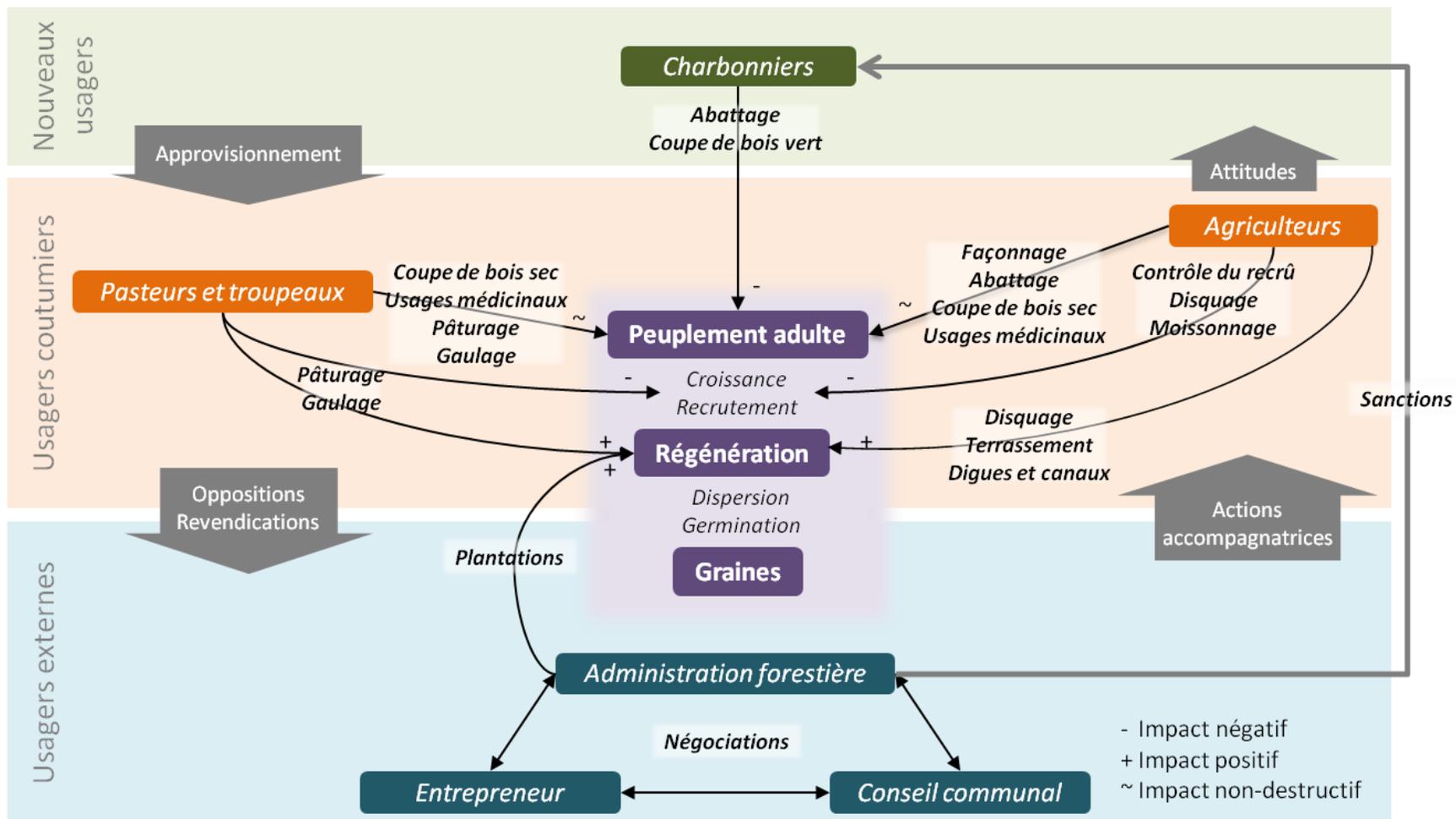


Figure 61 : Modèle qualitatif des interactions socioécologiques au sein du SES à V. raddiana de la plaine d'Ighuweln.

V. raddiana fournit également divers services de régulation utiles aux sédentaires et aux éleveurs. Elle constitue d'abord un abri contre le vent et le soleil particulièrement apprécié par les Hommes et les animaux au regard de la rudesse du climat saharien. Lorsqu'elle est localisée dans les champs, elle contribue à la stabilisation des sols. Les peuplements qu'elle forme permettent aussi de lutter contre l'ensablement des villages, mais aussi des champs lorsqu'elle est gérée en ce sens. *V. raddiana* constitue enfin une source de services culturels variés. Elle est au cœur de savoirs écologiques, de savoir-faire et de représentations sur les interactions entre les Hommes et leur milieu. Promise aux élus des Cieux, elle est aussi partie intégrante de la cosmogonie locale mais également des normes sociales vis-à-vis de la façon dont les gens doivent interagir avec. Elle facilite enfin l'orientation des gens dans l'espace, notamment dans les champs où elle contribue au marquage pérenne du foncier. Ce faisant, elle façonne les activités humaines et l'identité des sociétés locales qui la côtoient.

L'influence de l'élevage pastoral sur la viabilité des acacias

Pour corollaire, les pratiques de gestion et d'exploitation des agropasteurs influent sur la structure des peuplements de *V. raddiana* ainsi que sur leurs dynamiques. Sur l'ensemble de la plaine d'*Ighuweln*, les activités agropastorales actuelles ne portent pas atteinte à l'intégrité des peuplements : la structure démographique des peuplements a une forme de « J inversé », ce qui indique leur stabilité, voire leur expansion (cf. Chapitre 5, p. 189). Les prélèvements de bois, de fourrage et le pâturage n'empêchent donc pas la régénération de l'espèce et n'entraînent pas de taux de mortalité élevés non plus. Si l'élevage pastoral nomade a souvent été accusé de causer des dégradations irréversibles sur les écosystèmes (Davis 2007), en raison d'un surpâturage et de pratiques humaines abusives, nos résultats contredisent ces accusations générales, et rejoignent en ce sens ceux d'autres études (Ward et Rohner 1997, Wiegand et al. 2004, Noumi et al. 2010b). Les pasteurs observent une exploitation non-destructive des arbres matures ; l'approvisionnement en bois se fait essentiellement à partir des branches sèches et l'intensité à laquelle ils coupent les parties vertes des houppiers pour alimenter leurs animaux n'impacte pas de manière significative les peuplements dans la plaine d'*Ighuweln*. Utilisée comme ressource pastorale de disette lors des sécheresses trop longues, *V. raddiana* n'est pas affectée à l'heure actuelle par les pratiques qui découlent de cet usage. Les pasteurs préfèrent en effet avoir recours aux compléments fourragers pour affronter les disettes et l'exploitation qu'ils font de l'acacia ne nuit pas au maintien, ni au développement, des peuplements. L'influence du pâturage par les animaux sur les acacias n'a néanmoins pas été explorée dans notre étude, faute de peuplement témoin exempt de toute activité pastorale et faute d'une durée d'enquête suffisante à la caractérisation précise de la pression pastorale dans un contexte de forte variabilité et de mobilité des animaux (Andersen et Krzywinski 2007b). S'il s'était agi d'étudier cette influence sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia, un suivi permanent et de longue durée des troupeaux aurait été nécessaire, pour lequel les GPS portables peuvent s'avérer utiles dans le cadre d'une recherche participative avec les pasteurs. Malgré cette lacune, notre recherche montre que le maintien et le renouvellement des peuplements d'acacia s'opèrent, en dépit du pâturage, ce qui va dans le sens de la littérature (Noumi et al. 2010b). La régénération constatée dans la plaine d'*Ighuweln* pourrait en outre être en partie stimulée par le pâturage, qui favorise la germination (Reid et Ellis 1995) et la dispersion des graines (Rohner et Ward 1999). Alors que dans les zones de mise en défens, les peuplements de *V. raddiana* se régénèrent mal (Noumi et Chaieb 2012), la perpétuation du pâturage dans la plaine d'*Ighuweln* pourrait ainsi être garante du renouvellement des peuplements. Une hypothèse qu'il semble important de tester

dans le cadre de recherches complémentaires à travers l'étude (1) du rôle des ruminants dans la dispersion et la germination des graines, et (2) de l'impact du pâturage sur la survie des plantules et sur la structure des peuplements matures (*i.e.* morphologie des arbres, densité).

Ce travail a donc montré que les activités pastorales et l'exploitation de l'acacia qu'elles impliquent à l'heure actuelle, ne sont pas incompatibles avec le maintien des peuplements de *V. raddiana* dans la plaine d'*Ighuweln*. Au-delà, les connaissances scientifiques actuelles invitent à suggérer que le pâturage puisse contribuer positivement à ce maintien.

L'influence de l'agriculture d'inondation sur la viabilité des acacias

Un des résultats inédits de notre travail a été la mise au jour de parcs agroforestiers à *V. raddiana*, dans lesquels les céréales sont cultivées sous un couvert clairsemé d'arbres préservés par les agriculteurs lors des opérations de débroussaillage des champs. Dans les parcs, les peuplements de *V. raddiana* connaissent une attention spécifique de la part des agriculteurs. Ces derniers maîtrisent le recrû afin de maintenir les acacias à une densité qui soit compatible avec les activités agricoles et façonnent pied par pied les acacias, selon leur emplacement dans les champs. Les arbres situés dans les bordures sont laissés en croissance libre, ce qui aboutit à des ports broussailleux, tandis que les arbres situés au milieu des champs sont taillés pour qu'ils adoptent un port arboré à houppier haut et qu'ils permettent le passage des machines agricoles. Par ailleurs, les peuplements de *V. raddiana* subissent l'influence des activités agricoles, et en particulier des engins agricoles. Lors du disquage des parcelles, les plantules sont broyées par la herse, ce qui peut affecter leur chance de survie. A partir d'une certaine hauteur cependant, les arbres sont contournés, ce qui garantit leur maintien. Les agriculteurs opèrent par conséquent un compromis dans les parcs agroforestiers entre les services agroécologiques rendus par l'acacia et ses nuisances. Cette gestion aboutit toutefois à une structure de peuplements comparable à ceux des espaces non-cultivés : la taille des arbres et les densités sont similaires et le profil démographique demeure en forme de « J inversé ». Les parcs agroforestiers se caractérisent en outre par une forte dynamique régénérative. Selon les agropasteurs, cette dynamique est liée à un manque d'entretien des champs causé par l'exode rural des dernières décennies et à des années peu pluvieuses durant lesquelles les champs n'ont pas été cultivés ni entretenus. Cette dynamique régénérative ne peut donc être interprétée uniquement comme un phénomène durable : une période plus humide qui conduirait à l'intensification des cultures pourrait se traduire par un enlèvement du « surplus » de recrû. L'observation de cette régénération illustre donc la façon dont l'acacia se renouvelle dans les parcs agroforestiers. Pendant les périodes trop sèches, le recrû s'installe dans les jachères, sans que les agriculteurs ne tentent de le maîtriser. Ces périodes peuvent durer plusieurs années (dans la plaine d'*Ighuweln*, la dernière a duré de 2009 à 2014), ce qui permet aux plantules d'acacia d'atteindre le stade de jeunes arbres. Au retour d'une période plus humide, les champs sont réinvestis et débroussaillés par les agriculteurs. Les plantules d'acacia sont alors enlevées, tandis que certains jeunes arbres sont conservés pour les services qu'ils rendent, ou rendront, aux agropasteurs.

L'on peut cependant supposer que la dynamique des peuplements d'acacia soit meilleure dans les parcs agroforestiers que dans les terrains strictement pastoraux. La combinaison entre des conditions hydriques plus favorables et des aménagements faits par les agriculteurs pour la maîtrise des crues (cf. Chapitre 4) pourrait en effet y contribuer. Cette hypothèse constitue une seconde piste de recherche pertinente pour mieux distinguer l'influence respective des Hommes et du milieu sur la dynamique des peuplements. Si cette dynamique est meilleure dans les parcs, elle est cependant contrôlée par les agriculteurs qui empêchent l'installation d'un peuplement mature significativement

trop dense. Les acacias sont gérés dans les parcs agroforestiers pour permettre leur cohabitation avec les usages agricoles de ces espaces agrosylvopastoraux.

1.1.2 Les peuplements de *V. raddiana*, des forêts rurales

Les peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* sont donc gérés, façonnés et transformés par les agropasteurs qui les ont intégrés dans leur système de production. Ils constituent des éléments structurants du paysage rural et de la subsistance locale, et sont également au cœur de savoirs locaux et de pratiques diversifiés qui rendent compatibles leur usage avec leur maintien. Les peuplements de *V. raddiana* peuvent donc être entendus comme des forêts rurales (Genin et al. 2010), ou forêts domestiques (Michon et al. 2007, Michon 2015), un concept qui s'applique aux zones boisées qui remplissent quatre critères principaux (Genin et al. 2013).

Les forêts rurales assurent premièrement des fonctions permettant la durabilité des systèmes de subsistance. Les peuplements de *V. raddiana* sont profondément ancrés dans la structure sociale des sociétés agropastorales sahariennes qui dépendent de l'acacia pour leurs besoins quotidiens (*i.e.* les services d'approvisionnement) mais également pour leur identité culturelle (*i.e.* services culturels) et leur longévité (*i.e.* soutien durant les périodes de disette). Par ailleurs, *V. raddiana* constitue un marqueur territorial et foncier et est un lieu privilégié pour les relations sociales entre agropasteurs (cf. Annexe 3). Dans d'autres régions, *V. raddiana* est également au cœur de pratiques rituelles et est lié à la cosmogonie locale (Hobbs et al. 2014). Les relations spirituelles entre les sociétés humaines du Sud marocain et l'acacia mériteraient ainsi une étude anthropologique plus poussée pour les comprendre dans leur multiplicité.

Les peuplements de *V. raddiana* font ensuite l'objet d'une gestion paysanne inscrite dans la perspective d'une production de produits et de services multiples, comme le sont d'autres forêts rurales (Michon et al. 2007, Genin et Simenel 2011, Genin et al. 2013). Ce n'est donc pas uniquement l'extraction de bois de feu qui guide les interventions, comme les forestiers professionnels le supposent généralement (Cinotti et Normandin 2002), mais une approche holistique visant à produire et sécuriser la production de biens et de services multiples nécessaires à la subsistance et ce, quelle que soit l'année ou la saison. Par exemple, les agriculteurs justifient aussi la conservation des acacias dans leurs champs pour leur valeur pastorale, conscients du fait que durant les périodes sèches, les champs en jachère représentent des terrains de parcours essentiels pour les éleveurs. La gestion des acacias intègre ainsi la variabilité des conditions climatiques et permet la conservation d'un filet de sécurité. La gestion se raisonne par ailleurs à moyen-terme et dans une optique de transmission, puisque la taille des jeunes acacias profitera aux héritiers et futurs usagers du territoire, qui pourront bénéficier de l'ombre de l'arbre devenu adulte. Enfin, comme nous l'avons montré, cette gestion crée une hétérogénéité visible des ports individuels des arbres, mais conserve la structure forestière générale des peuplements.

Ce faisant, les agropasteurs domestiquent les arbres avec un ensemble de pratiques qui modifient la structure de l'arbre et de l'écosystème ; des liens sont ainsi créés entre les forêts et les unités domestiques et conduisent à une incorporation des dimensions humaines et sociales dans le modelage des forêts (Wiersum 1997). Les agriculteurs modifient la structure des écosystèmes dans les zones d'inondation, à travers les ouvrages (digues et canaux) et les travaux de terrassement destinés à la maîtrise des eaux. Ils taillent aussi les arbres, dans une logique de gestion ou d'exploitation. Mais c'est surtout à travers les animaux d'élevage, qui dépendent des ressources fourragères de l'acacia, que les liens entre le domestique et l'arbre est le plus présent : ces deux

entités sont interdépendantes et dans un processus de coévolution. A travers la domestication, s'opère un subtil compromis entre « Nature » et « Culture », entre les dynamiques naturelles et les techniques d'orientation du végétal vers une certaine production. Ce compromis évolue constamment avec l'évolution des techniques et des finalités de gestion, et constitue le principal élément structurant de l'identité d'une forêt rurale. Par exemple, le déclin des activités pastorales et l'abandon des pratiques de taille dans le désert du Néguev sont favorables au développement de pratiques d'exploitation considérées comme néfastes par les bédouins (Hobbs et al. 2014).

Enfin, les acacias sont intégrés dans un système foncier complexe, dans lequel se chevauchent des règles et un contrôle régalien et coutumier. De nombreux aspects du régime forestier marocain actuel ne sont pas appliqués sur le terrain, dont notamment l'interdiction de mise en culture des espaces boisées ou encore la récolte de bois non-gisant. En revanche, l'administration forestière exerce un contrôle, bien que diffus, sur les abattages illégaux d'arbres. Les règles d'usage effectives reposent encore essentiellement sur le droit coutumier, qui définit différents groupes d'usagers selon différents usages et selon le régime foncier du terrain sur lequel l'arbre se trouve.

Les peuplements de *V. raddiana* représentent donc des forêts rurales originales par leur caractère clairsemé et par la faible hétérogénéité structurale à l'échelle des peuplements, qui est plus prononcée dans les forêts d'arganier (Genin et Simenel 2011). La gestion et l'exploitation multidimensionnelles opérées par les agropasteurs révèlent leur caractère durable à moyen-terme. Mais la conservation de *V. raddiana* dépend aussi d'autres groupes d'usagers (Figure 61) et de facteurs exogènes qui influent sur les termes de la relation entre les agropasteurs et les acacias.

1.2. LE CHARBONNIER, UN ENNEMI ECOLOGIQUE ET SOCIAL

1.2.1 Une menace encore peu comprise

Notre travail a permis de mieux comprendre les enjeux écologiques et socioéconomiques liés à l'exploitation du bois d'acacia. Ont pu d'abord être distinguées une exploitation domestique de bois caractérisée par des prélèvements de faible intensité et raisonnée par des pratiques conservatrices de l'arbre (*via* la récolte de bois sec), d'une exploitation commerciale intense impliquant le plus souvent l'abattage d'arbres vivants (cf. Chapitre 4, p. 153). Alors que la première est opérée par des usagers coutumiers dans le cadre de leur subsistance, la seconde relève d'une logique marchande qui s'est développée avec la sédentarisation pour la production de charbon. Cette activité n'est cependant pas homogène à l'échelle de la région Sud, ni dans le temps.

Dans la plaine d'*Ighuweln*, l'exploitation du charbon de bois a un caractère artisanal : elle est pratiquée occasionnellement par un nombre restreint de personnes et dans de petites fosses. Son impact sur les peuplements demeure peu significatif et ne représente pas une menace pour la conservation de l'acacia dans cette plaine (Blanco et al. 2015). Néanmoins, cette situation n'a pas toujours été de mise vu que dans la seconde moitié du XX^e siècle, le couvert arboré (alors composé d'acacia et d'arganier) aurait été sensiblement affecté par une exploitation beaucoup plus intense (cf. Chapitre 4, p. 143). L'adoption par les populations rurales du gaz comme source principale d'énergie et de matériaux de construction modernes, associée à un meilleur contrôle de l'administration forestière, aurait permis de réduire cette exploitation abusive. En ce sens, la démographie actuelle des acacias de la plaine d'*Ighuweln* suggère une reconstitution des peuplements qui succède à leur régression précédente. A l'échelle territoriale, le déclin du

charbonnage aurait permis un retour des acacias, dont le maintien n'est à ce jour pas remis en question par nos résultats.

A l'inverse à l'échelle régionale, le charbonnage demeure au cœur des préoccupations des populations rurales et des forestiers. Les charbonniers travaillent dans des zones peu accessibles, où les infrastructures routières sont peu développées et où les mines anti-personnel empêchent l'accès aux forestiers et aux observateurs extérieurs. Cette situation a constitué l'obstacle principal à nos recherches sur cette pratique, sachant que l'accès pour les étrangers y est aussi réglementé. Un des enjeux actuels serait de pouvoir évaluer l'intensité du charbonnage dans ces régions, afin de mieux caractériser si elle dépasse ou non le potentiel productif de l'acacia. Il s'agirait dans le même sens de mieux appréhender cette pratique : les charbonniers abattent-ils systématiquement des arbres entiers ou se concentrent-ils davantage sur des parties de l'arbre ? Selon la réponse à cette question, l'impact des charbonniers sur les peuplements peut être plus ou moins négatif.

Hormis pour le charbonnier de la plaine d'*Ighuweln*, les profils des charbonniers ont été obtenus à partir de sources indirectes, *i.e.* à partir d'informateurs tiers. En raison du caractère illégal de l'activité et de la méfiance accrue vis-à-vis de l'enquêteur étranger, les tentatives d'entretiens avec des charbonniers se sont révélées infructueuses. Les divers informateurs (parmi la population et les forestiers) s'accordaient néanmoins pour établir le profil de personnes démunies, qui charbonnent faute d'alternative. Certaines travaillent à leur compte tandis que d'autres sont employées par un « patron » qui a les moyens d'investir dans le matériel nécessaire. La pauvreté et la recherche d'un enrichissement personnel semblent être favorables, dans un contexte sociopolitique régional où les actions coercitives de l'administration forestière sont limitées. Mais cette activité mériterait une étude socioéconomique plus approfondie pour pouvoir dresser des conclusions plus solides. La menace que représente le charbonnage pour la conservation de *V. raddiana* et les facteurs favorables à cette activité restent donc peu compris à ce jour.

1.2.2 L'importance du contrôle social dans la lutte contre le charbonnage

Des institutions coutumières et étatiques défaillantes ?

Les approches institutionnelles ont établi différents principes censés favoriser la mise en place de pratiques et de mode de gestion durables des ressources naturelles dans les communs, ces espaces cogérés par différents groupes sociaux qui ne font pas l'objet d'une appropriation individuelle (Ostrom 1990). Ces conditions ont trait à la fois aux caractéristiques de la ressource, à celles du groupe d'utilisateurs, aux arrangements institutionnels et à l'environnement externe (Agrawal 2001). Concernant l'exploitation du bois d'acacia pour la production de charbon, seules sept conditions sur un total de 24 nous semblent satisfaites (Tableau 23).

L'acacia s'étend sur l'ensemble de la région du Maroc saharien et sur plus d'un million d'hectares : les conditions liées au système de ressources ne sont pas satisfaites. Le groupe social répond à une organisation de type « point-centré » (Turner 1999a), dans laquelle les frontières spatiales et sociales se font de plus en plus floues au fur et à mesure que l'on s'éloigne des centres de vie (cf. Chapitre 3, p. 94). Si les membres du groupe sont interdépendants et dépendent également de l'acacia, leurs intérêts sont parfois antagonistes (*e.g.* le charbonnier abat l'arbre dont l'éleveur a besoin). Enfin, la mobilité pastorale et celle des charbonniers entraînent un découplage entre le lieu de résidence et le lieu d'exploitation de l'acacia. Comme développé dans le Chapitre 7, les règles sont faciles à comprendre (les coupes de bois sont strictement prohibées), mais ces règles concernent l'ensemble des forêts du Maroc et ne sont pas adaptées aux spécificités locales comme cela est le cas

pour les forêts d'arganier (cf. dahir de 1925 sur la conservation des forêts d'arganier). En raison de l'inadéquation des moyens dont disposent les forestiers et du contexte sociopolitique local, la mise en application de la législation est difficile, notamment pour un forestier mal perçu – et jugé non-légitime – par les usagers. Par ailleurs, contrairement aux sociétés de montagne du Haut-Atlas (Aubert et al. 2009), les tribus sahariennes ne disposent pas d'assemblées villageoises qui fixent l'intensité et la période des prélèvements de bois, ni de mécanismes de sanction internes. Le contexte institutionnel apparaît comme peu favorable à une gestion durable des acacias, ce qui explique sans doute en partie le problème du charbonnage dans certaines régions. Dans ce contexte institutionnel, quels mécanismes permettent dans la plaine d'*Ighuwelln* de protéger les acacias des abus d'exploitation ?

Tableau 23 : Liste des conditions facilitant la gestion durable des ressources naturelles d'après Wade, Ostrom et Baland et Platteau (synthétisées par Agrawal 2001) et application de ces conditions à l'exploitation du bois de *V. raddiana*

Conditions	Validité pour l'acacia
Système de ressource	
Taille réduite	X
Frontières clairement définies	X
Caractéristiques du groupe social	
Taille réduite	X
Frontières sociales clairement définies	X
Normes partagées	✓
Expériences passées réussies – capital social	ND
Leadership approprié	ND
Interdépendance entre les membres du groupe	✓
Dotations hétérogènes, identités et intérêts homogènes	X
Relations entre les ressources et le groupe social	
Chevauchement du lieu de résidence avec la localisation de la ressource	X
Forte dépendance des groupes à la ressource	✓
Répartition équitable des bénéfices de la ressource	X
Arrangements institutionnels	
Règles simples et faciles à comprendre	✓
Accès et règles déclinées localement	X
Mise en application facile	X
Sanctions graduées	X
Faible coût de jugement	✓
Légitimité des personnes assurant le suivi aux yeux des usagers	X
Relations entre les ressources et les arrangements institutionnels	
Restrictions d'exploitation adaptées à la régénération de la ressource	✓
Environnement externe	
Faible coût de l'exclusion	X
Gouvernement central ne minant pas les autorités locales	X
Institutions de sanctions externes	✓
Aide externes appropriées pour les usagers assurant la conservation	X
Niveaux imbriqués d'appropriation, d'approvisionnement, de mise en application et de gouvernance	ND

Appropriation et normes sociales contre le charbonnage

Le premier élément de contrôle dans la plaine d'*Ighuweln* est relatif à l'appropriation des acacias par des groupes sociaux clairement définis. Le charbonnier de la plaine abattait des arbres exclusivement dans les terrains pastoraux, *i.e.* dans les terres collectives, et évitait les zones d'épandage. Dans les terrains privés (type *melk*), le propriétaire – ou le groupe d'héritiers – est clairement identifié, les limites cadastrales sont connues, et en général au moins un ayant-droit habite au village, à proximité des champs. En cas de coupe illégale d'acacia sur ses terrains, un propriétaire peut lancer une médiation interne, voire dénoncer le contrevenant à l'administration forestière. Les conditions institutionnelles dans les zones d'épandage sont donc davantage favorables à une gestion durable des ressources, *via* une appropriation plus précise du foncier (*i.e.* par un groupe social plus petit et mieux défini). En d'autres termes, l'appropriation des terres par un groupe social – qui nécessite la perpétuation des activités de valorisation des terres – permet un contrôle plus efficace des fraudes. Un phénomène observé également en Egypte et au Soudan, où le déclin des activités pastorales a entraîné un moindre contrôle du territoire par les pasteurs et le développement de pratiques néfastes aux peuplements de *V. raddiana* (Hobbs et al. 2014). L'appropriation diminue donc la pression sur les acacias mais a pour conséquence le report des activités illicites dans les zones où la maîtrise foncière a un caractère plus collectif.

Dans ces terrains collectifs, l'intensité du charbonnage semble principalement régulée par les valeurs sociales, qui contribuent à la régulation des comportements collectifs et individuels. La notion de valeurs sociales regroupe différents concepts (Ives et Kendal 2014). Premièrement, les valeurs sous-jacentes sont les préférences des gens pour certains moyens ou certaines fins ; elles permettent de guider les jugements des personnes sur le monde qui les entourent et sur leurs décisions. Comme nous l'avons vu au Chapitre 4 (p. 158), les agropasteurs considèrent la coupe d'arbres vivants comme un acte répréhensible aux yeux de Dieu et qui ne permet pas de prospérer. Ils préfèrent assurer leur gagne-pain par d'autres activités, en accord avec leurs croyances et leurs sensibilités. Deuxièmement, les valeurs assignées sont relatives à la valeur qu'attribuent les personnes aux objets. La valeur pastorale des acacias, ainsi que la valeur des différents services écosystémiques qu'ils fournissent, assurent leur protection contre l'abattage (qui conduirait à la mort de l'arbre et donc à la perte de ces valeurs assignées).

Des valeurs sociales découlent les normes – *i.e.* de la façon dont les gens doivent se comporter (Dietz et al. 2005, cité par Ives et Kendal 2014) –, les croyances – *i.e.* la façon dont les gens perçoivent le monde – et les attitudes – *i.e.* les évaluations (positives ou négatives) des gens sur une situation donnée. Les normes mises en avant par les agropasteurs du Maroc saharien (qui se retrouvent ailleurs au Sahara, Andersen et al. 2014) préconisent une exploitation non-destructive des acacias. Les valeurs et normes sociales induisent une attitude négative vis-à-vis des charbonniers et une marginalisation sociale de ces derniers. L'ensemble de ces structures cognitives exercent un rôle dissuasif sur les pratiques destructrices des ressources naturelles et expliquent que le charbonnage ne soit considéré que comme une option de dernier recours pour les gens. Certes, les valeurs sociales ne suffisent pas à garantir l'observation des comportements vertueux, comme l'illustre l'exploitation intensive de bois dans la plaine d'*Ighuweln* pendant la seconde moitié du XX^e siècle. Néanmoins, elles contribuent à réguler ces comportements en l'absence d'institutions adéquates ; comme le reconnaissent les institutionnalistes, la présence de normes sociales partagées favorise l'instauration de la gestion durable des ressources naturelles (Tableau 23) car ces normes jouent un rôle important dans le rapport entre les sociétés humaines et leurs ressources naturelles (Behera et Engel 2006). Autrement dit, la gouvernance des ressources naturelles s'opère dans « les interactions quotidiennes

de la vie ordinaire » (Cleaver 2000 cité par Cote et Nightingale 2012), plutôt que dans des institutions formalisées (par les groupes sociaux ou l'Etat).

1.3. L'ADMINISTRATION FORESTIERE ET SON ROLE REGULATEUR

1.3.1 Une administration en marge du socioécosystème

Comme cela a été développé dans le Chapitre 7, l'action effective de l'administration forestière sur les peuplements de *V. raddiana* est de deux ordres. Elle participe à la restauration des peuplements dans les terrains pastoraux collectifs à travers les projets de plantation et exerce une activité de contrôle de l'espace boisé en sanctionnant les coupes illégales de bois à finalité commerciale. Néanmoins, l'exploitation et la gestion des peuplements d'acacia demeurent essentiellement soumises aux règles et pratiques établies par les agropasteurs eux-mêmes et l'arrivée de l'administration forestière n'a pas entraîné de réelle modification des règles locales. Ce phénomène s'observe ailleurs au Maroc (Aubert et al. 2009), mais pas uniquement. En Arabie Saoudite par exemple, Al-subaiee (2015) décrit une situation similaire dans laquelle l'administration forestière s'implique dans des projets de reboisement d'espèces allochtones mais où la gestion des peuplements de *V. raddiana* demeure le fait de la population rurale. Cette situation proviendrait de l'héritage des pratiques historiques de gestion et de protection des peuplements par les populations elles-mêmes. De même en Egypte, la gestion locale des acacias décrite par Andersen et al. (2014) semble se dérouler sans intervention de l'administration forestière. Le déclin des pratiques de gestion serait dès lors surtout dû à des facteurs socioéconomiques et au changement des modes de vie (Hobbs et Tsunemi 2007), desquels les forestiers sont absents. La situation observée dans le cas des socioécosystèmes à *V. raddiana* du Sud-ouest marocain n'est donc pas un cas isolé. Elle apparaît au contraire comme représentative de nombreux systèmes dans lesquels les réels gestionnaires forestiers sont les paysans et où l'influence de l'administration forestière sur les peuplements ressort, comparativement, comme marginale (cf. Figure 61 : une seule interaction directe apparaît entre les forestiers et les peuplements de *V. raddiana*).

Si cette situation est en partie imputable à l'absence de délimitation du domaine forestier dans cette région – qui empêche l'élaboration de plans de gestion et la régulation des usages et pratiques locaux (*via* la définition d'ayants-droit et de leurs droits, cf. Chapitre 7) – la principale raison est ailleurs et rejoint des processus déjà mis au jour dans le Haut-Atlas (Aubert et al. 2009). Le code forestier, qui limite les droits d'usage à la collecte de bois mort gisant et au parcours des troupeaux familiaux, est trop strict pour être appliqué au vu des réalités locales. Au Maroc, les populations rurales sont en effet fortement dépendantes des forêts pour leur subsistance, qui implique des coupes de bois, la récolte de PFNL et le parcours d'animaux destinés à la vente. Les forestiers sont par ailleurs en sous-effectif compte-tenu des superficies forestières à contrôler. Ainsi, outre quelques procès verbaux dressés contre les fraudeurs pris sur le fait, la gestion forestière effective demeure peu impactée par la présence de l'administration. Dans le Haut-Atlas, les paysans se sont réorganisés pour continuer leur exploitation de bois, en travaillant de nuit ou en passant des accords avec le forestier local (Aubert et al. 2009). Dans le Maroc saharien, les charbonniers se sont dirigés dans les zones peu contrôlées et font preuve de davantage de discrétion.

1.3.2 Une présence à caractère dissuasif

Malgré le relativement faible impact qu'a l'administration sur la gestion des peuplements de *V. raddiana* opérée par les usagers coutumiers, son rôle n'est pas insignifiant pour autant. Par sa simple présence, l'administration influence les comportements des usagers. Dans les parcs agroforestiers par exemple, le comportement conservateur des agriculteurs vis-à-vis des gros acacias s'explique en partie par la crainte des problèmes que l'abattage pourrait engendrer avec les autorités forestières. Selon les agriculteurs, l'enlèvement des petits acacias des champs est toléré et ne constitue pas un motif de poursuites judiciaires, ce qui n'est pas le cas pour les arbres plus grands. Si le contrôle effectif des coupes par l'administration est poreux, les perceptions qu'ont les agriculteurs de ce contrôle les incitent à observer des pratiques de gestion plus conservatrices qu'elles ne le seraient en l'absence totale d'autorité forestière. En d'autres termes, la structure actuelle du parc agroforestier de la plaine d'*Ighuweln* – où les densités en acacia sont similaires à celles des zones non-cultivées – est en partie conditionnée par la simple présence d'un système de surveillance étatique, nonobstant les faiblesses du mécanisme de surveillance. De même, les activités de charbonnage ont décliné dans certaines zones pour se reporter dans d'autres sous l'influence des autorités forestières. Si à l'heure actuelle les charbonniers exercent dans les secteurs minés et éloignés des centres urbains, cette redistribution spatiale de l'exploitation des acacias résulte d'un contrôle administratif plus ou moins efficace selon les secteurs. Le caractère illégal de cette activité s'ajoute donc aux normes sociales pour dissuader d'autant plus les personnes à l'exercice du charbonnage et pour concentrer cet exercice dans les secteurs frontaliers où persistent les stigmates du conflit à propos du Sahara Occidental.

Finalement d'un côté, la mise en application du contrôle des actes d'exploitation illégale de *V. raddiana* connaît de nombreux obstacles dans la région Sud. Les coûts de transactions élevés de la surveillance du territoire et de la mise en application du code forestier constituent l'obstacle majeur d'une protection efficace des forêts d'acacia par le gouvernement, ce qui se retrouve dans d'autres régions du monde (Behera et Engel 2006). Par ailleurs, afin de préserver la paix sociale dans un contexte sociopolitique conflictuel, une certaine tolérance des activités illégales est observée, ce qui n'est pas spécifique au Maroc (*e.g.* en Inde, Behera et Engel 2006). D'un autre côté, le rôle dissuasif qu'exerce l'administration forestière par sa simple présence n'est pas négligeable pour autant et a un impact régulateur sur les pratiques paysannes, au profit des peuplements d'acacia. Pour conclure il semble que l'administration, en effectuant un compromis entre une législation trop stricte et les usages coutumiers des acacias, évite l'instauration d'une relation explicitement conflictuelle qui a conduit ailleurs à un défrichement systématique des zones boisées par des paysans craignant la perte de leurs droits coutumiers (Davis 2007, Aubert 2013).

1.3.3 Une législation et un forestier qui stigmatisent les usagers

Malgré la volonté de l'administration forestière de créer un rapport partenarial avec les usagers des zones à acacia, force est de constater que dans les faits les conditions propices à un tel rapport n'existent pas. Au-delà des problèmes posés par une approche descendante qui laisse peu de place au dialogue entre les deux parties, ces dernières sont dans des représentations antagonistes des forêts et de la manière de les gérer. Pour les usagers coutumiers, les peuplements de *V. raddiana* – en tant que forêt rurale – sont une source diversifiée de services d'approvisionnement, de régulation et culturels. La gestion de ces forêts se raisonne donc dans une optique de multifonctionnalité et de

complémentarités, qui nécessite d'effectuer parfois un compromis entre des services antagonistes. Pour les forestiers, la forêt de *V. raddiana* est exclusivement une source de services écosystémiques de régulation pour la lutte contre la désertification. Ce n'est pas un espace productif, contrairement à certaines autres forêts du pays, et son exploitation est perçue comme par nature incompatible avec sa protection. De cette perception différente entre les différents acteurs de l'écosystème et de ses services résulte la difficulté d'aboutir à un consensus et de résoudre des problèmes liés à cet écosystème (Díaz et al. 2011). Cette hétérogénéité induit le contrôle des services fournis par l'écosystème par les acteurs ayant le plus de pouvoir, comme cela a aussi pu être montré ailleurs (Felipe-Lucia et al. 2015). La législation forestière, qui stigmatise les usagers, donne au forestier le pouvoir de les priver des bénéfices qu'ils tirent des acacias et des territoires sur lesquels ces derniers se trouvent (cf. Chapitre 7, p. 235). Mais cette dissymétrie de pouvoir et cette stigmatisation peuvent être contre-productives pour l'objectif de conservation poursuivi par le forestier.

Pour développer cette idée, le cas du charbonnage est éloquent. Rappelons que la législation interdit toute coupe de bois : la sanction est le seul outil dont dispose le forestier pour protéger les acacias de cette activité, mais son application est problématique et le contrôle du charbonnage ne permet pas une lutte efficace. Pourquoi dans ce contexte ne pas envisager un accompagnement par le forestier de l'activité d'exploitation de bois ? Les acacias tolèrent la taille et les élagages, comme le montrent nos résultats et la littérature ; il est donc possible d'exploiter une partie de la production ligneuse de cet arbre, sans nuire pour autant à sa survie. Le développement de telles pratiques chez les charbonniers pourrait donc concilier les enjeux de la préservation des peuplements aux nécessités de production de charbon pour une société attachée à ses traditions. Il faudrait pour cela une reconnaissance du droit de coupe associée à un accompagnement par les forestiers locaux. Autrement dit, les problèmes actuels de charbonnage pourraient être en partie résolus par une convergence entre deux acteurs aux intérêts antinomiques : le forestier qui veut maximiser les services écosystémiques de régulation et le charbonnier qui cherche à vendre suffisamment de charbon pour subvenir à ses besoins.

Pour conclure, les peuplements de *V. raddiana* sont au cœur d'un SES où interagissent des acteurs aux intérêts divergents. Pour lutter contre le charbonnage, qui représente la principale, voire la seule, menace anthropique, une convergence entre les usagers et les forestiers serait bénéfique. Au-delà de ce problème, le SES à *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* montre que les peuplements et les activités de subsistance cohabitent sans poser de problèmes de conservation à court-terme. Cette situation n'a cependant pas toujours prévalu, et le SES a évolué au cours des dernières décennies sous l'influence des changements des enjeux socioéconomiques régionaux. Le SES à *V. raddiana* est donc dynamique et subit l'influence de facteurs endogènes et exogènes, ce qui nous conduit à aborder la question de sa résilience face à ces différents facteurs.

2. Résilience du socioécosystème à *V. raddiana*

La notion de résilience regroupe diverses définitions et approches. Originellement introduite par Holling (1973) pour des systèmes écologiques équilibrés, la notion de résilience a depuis connu différentes redéfinition avec l'amélioration de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes, mais aussi avec l'adoption de la notion par différentes disciplines et avec son utilisation pour différents objets et pour des systèmes de plus en plus complexes (cf. Boîte 8.1).

Boîte 8.1

Les différentes approches de la résilience (Brand et Jax 2007)

Résilience écologique ingénieuriste : mesure de la persistance des systèmes et de leur capacité à absorber le changement et la perturbation tout en conservant les mêmes relations entre leurs populations ou leurs variables d'état (Holling 1973). Cette définition implique un système où un seul et unique état d'équilibre peut être atteint. Le système fluctue autour du point d'équilibre, ce qui caractérise sa résilience. Le système n'est plus résilient – il se transforme – lorsque son point d'équilibre change (il change alors de bassin d'attraction).

Résilience écologique étendue : capacité d'un système à absorber une perturbation et à se réorganiser lors d'un changement tout en conservant sa fonction, sa structure, son identité et ses réactions (Walker et al. 2004). Cette définition considère de multiples points d'équilibres atteints selon la capacité du système à se réorganiser en fonction des nouvelles conditions environnementales.

Résilience spécifique (ou opérationnelle) : résilience de certaines composantes d'un système en lien avec une certaine variable de contrôle, ou face à un ou plusieurs chocs d'un certain type (Folke et al. 2010). Cette définition requiert de définir la « résilience de quoi à quoi » et rend la notion de résilience plus concrète.

Résilience sociale : capacité des groupes ou des communautés à faire face à des stress et perturbations externes résultant de changements sociaux, politiques et environnementaux (Adger 2000). Permet d'étendre le concept de résilience aux systèmes sociaux, puis aux systèmes socioécologiques où les humains sont vus comme une composante de l'écosystème.

Dans cette partie, nous proposons de discuter de la résilience spécifique du socioécosystème à *V. raddiana* selon différents types de perturbations et de changements, qui s'opèrent à diverses échelles spatio-temporelles. D'abord, notre propos sera axé sur la résilience des peuplements de la plaine d'*Ighuweln* face aux perturbations climatiques qui ont lieu au cours d'un cycle pulsatile, où se succèdent une période de sécheresse (inter-pulsation) et un épisode pluviométrique intense (impulsion). Ensuite, la discussion se centrera sur la résilience des peuplements face aux changements des pratiques de gestion et d'exploitation qui s'opèrent à des échelles de temps plus longues (adoption de nouveaux moyens agropastoraux, changement des modalités de l'exploitation des arbres). Enfin, nous analyserons la résilience du système face à des changements institutionnels et sociopolitiques, c'est-à-dire face aux modifications de l'environnement humain externe.

2.1. RESILIENCE DU SES A V. RADDIANA AU SEIN D'UN CYCLE PULSATILE

2.1.1 L'adaptation des agropasteurs

La pulsativité des activités humaines

L'alternance entre de longues périodes de sécheresse et des épisodes ponctuels de pluie représente le cycle écologique intrinsèque au fonctionnement des zones sèches. Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 3, les activités de subsistance des agropasteurs d'*Ighuweln* sont synchronisées avec ces cycles qui ont une période d'environ quatre à six ans (entre deux épisodes pluvieux). Ainsi, pendant les années sèches, les activités agricoles sont fortement réduites ; les surfaces mises en culture sont faibles et peu d'agriculteurs s'y impliquent. Les pasteurs associent quant à eux deux types de stratégies pour faire face à ces périodes ; ils transhument vers des régions où les conditions de pâturage sont meilleures ou ont recours à la complémentation alimentaire pour assurer la survie de leurs animaux. Ainsi localement, la pression anthropique est fortement réduite, faute d'un écosystème suffisamment productif pour soutenir une production agropastorale qui soit économiquement viable. La sécheresse maintient le système de production dans un état de dormance caractérisé par une faible production écologique et agronomique. Un épisode pluvieux engendre à l'inverse un pic productif ; la terre se gorge d'eau et la végétation se développe – en particulier les plantes éphémères – ce qui entraîne le retour des activités humaines. Les surfaces cultivées sont multipliées d'un facteur dix ou plus comparées à une année sèche, grâce à l'augmentation (1) des surfaces cultivées par chaque agriculteur et (2) du nombre d'agriculteurs qui décident de mettre en culture leurs champs. La pression pastorale s'accroît également grâce (1) au retour des transhumants locaux sur leur territoire d'origine, (2) à l'arrêt de la complémentation fourragère au profit de l'utilisation des pâturages abondants et (3) à l'arrivée de pasteurs transhumants provenant des régions limitrophes. A l'échelle de la plaine donc, les activités agropastorales sont elles-mêmes pulsatives : durant les périodes d'inter-pulsation, la production issue de la plaine est faible puis connaît un pic en réponse à une pulsation. Autrement dit, les activités agropastorales font preuve d'une forte adaptation – comprise comme le changement des activités en réponse au changement de l'environnement physique ou à un stimulus interne (Smit et Wandel 2006) – aux fluctuations épisodiques de leur environnement écologique.

Les termes de l'adaptation des activités humaines

Dans les environnements où l'aléa est grand, maintenir de la flexibilité est considéré comme crucial pour le maintien des activités humaines (Niamir-Fuller 1999). Etre flexible permet d'augmenter l'adaptabilité des activités humaines face aux perturbations environnementales, *e.g.* à une période de sécheresse inhabituellement longue ou à un épisode pluvieux particulièrement intense. Pour les éleveurs transhumants, la flexibilité est maintenue grâce à la mobilité, à la diversification des animaux et des moyens de subsistance, à la réciprocité et à la constitution de réserves (Niamir-Fuller 1999). Les agriculteurs s'adaptent quant à eux à travers la mise en culture de grandes surfaces les bonnes années, une stratégie de semaison opportuniste, une allocation différentielle de la main d'œuvre et des terres et la diversification des moyens de subsistance (Mortimore et Adams 2001). Les déterminants de cette flexibilité sont de différents ordres (Yohe et Tol 2002). Les agriculteurs disposent d'abord de machines (tracteurs et moissonneuses) leur permettant la mise en culture de vastes surfaces malgré un capital humain relativement fixe. Les pasteurs ont quant à eux accès à une information circulant rapidement et de qualité grâce aux moyens de communications modernes

(bulletins météorologiques, téléphones portables) et traditionnels (discussions dans les marchés, dans les zones de parcours). Les prises de décision s'opèrent dans le cadre de collectifs informels compatibles avec la réactivité nécessaire à l'exploitation d'épisodes ponctuels de productivité. Ces décisions sont guidées par des savoirs locaux diversifiés et répartis de manière homogène au sein de la population, ce qui facilite la communication entre les différents acteurs et qui génèrent des stratégies homogènes au sein des différents groupes. La flexibilité des agropasteurs est enfin permise par le système de règles d'accès aux ressources.

Le rôle des règles d'accès pour le maintien de la flexibilité

Les règles foncières actuelles ont un caractère hybride entre différents types de droits et différentes influences, un trait courant dans les pays africains ayant subi l'influence de pays extérieurs (Le Roy et al. 1996). Si dans les zones d'épandage, les champs sont *de jure* sous un régime de propriété privée de droit romain, dans l'usage les ressources de ces terrains sont exploitées et gérées selon des règles coutumières communes à l'ensemble des pays du Maghreb. Ces droits permettent tout d'abord une cohabitation des activités agricole et pastorale, alors qu'ailleurs des conflits entre agriculteurs (considérés comme sédentaires historiques) et éleveurs (vus comme d'anciens nomades récemment sédentarisés) sur l'usage de la terre ont souvent été observés (*e.g.* Douglas 1993). De tels conflits sont essentiellement générés par le développement d'une agriculture permanente sur des terrains autrefois agropastoraux ; dans la plaine d'*Ighuweln*, le caractère occasionnel de l'agriculture d'inondation et de la mise en défens, associée à la capacité des éleveurs à se déplacer (Turner 1999a), permet une cohabitation relativement sereine. Les droits d'accès actuels sont ensuite de type « point-centré » (Turner 1999b) – la définition des droits et des ayants-droit est de moins en moins précise au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre (villageois ou de ressources). Dans les parcours, les droits d'accès se caractérisent par des frontières spatiales et sociales floues, qui garantissent la mobilité des pasteurs (Niamir-Fuller 1999). Dans les zones agricoles, les régimes fonciers sont figés, dans le sens où ses frontières spatiales et sociales sont clairement finies et définies, ce qui constitue une contrainte à la flexibilité (Fernandez-Gimenez 2002). Néanmoins dans l'usage, les pratiques sociales permettent de maintenir cette flexibilité : les agriculteurs se prêtent des parcelles et maintiennent certaines parcelles en indivision pour une gestion plus collective de l'aléa climatique. Les jachères sont également ouvertes aux troupeaux, leur donnant accès aux meilleurs terrains de parcours lorsque les conditions climatiques sont peu favorables. Malgré un régime foncier exclusif, les droits d'accès aux ressources sont donc *de facto* non-exclusifs ; ils sont en ce sens adaptés au fonctionnement des écosystèmes non-équilibrés (Cousins 1996).

Pour conclure, les agropasteurs sont accoutumés aux cycles écologiques pulsatiles de leur environnement qui, de mémoire d'Homme, constituent le fonctionnement normal du SES. L'ensemble des techniques agropastorales, des arrangements institutionnels et des savoirs sont adaptés à la mise à profit par les sociétés humaines de l'opportunité que représentent les épisodes pluvieux pour les activités de subsistance.

2.1.2 Influence du cycle pulsatile sur la dynamique écologique des acacias

Les peuplements de *V. raddiana* subissent les fluctuations engendrées par ce cycle pulsatile : ils sont influencés par celles des conditions écologiques et par celles des activités humaines. Les premières

ont été discutées dans la PARTIE II et en Annexe 2. Ici, notre propos se concentre donc sur l'influence des activités humaines sur la dynamique des peuplements de *V. raddiana* lors d'un cycle pulsatile.

Activités humaines et cycle du renouveau adaptatif des acacias

Pour discuter de la dynamique des acacias dans un cycle pulsatile, le cycle adaptatif présenté notamment par Cumming et Collier (2005) représente un modèle pertinent. Les auteurs prennent le cas d'un écosystème forestier de pinèdes subissant un feu pour expliquer ce modèle. Il y a d'abord une phase d'accumulation, qui correspond à une phase de croissance des arbres et « d'accumulation » de carbone. Puis arrive une perturbation (un feu de forêt) qui génère un relâchement du carbone et des minéraux hors du système. Le système entre alors dans une phase durant laquelle la forêt est absente, avant d'entrer dans une phase de « réorganisation ». La banque de graines du sol conduit à un développement de plantules de différentes espèces, d'espèces pionnières à croissance rapide d'abord puis d'espèces tolérantes à l'ombre ensuite. A la fin de cette phase de « réorganisation », les pins se réinstallent et entrent dans une nouvelle phase « d'accumulation ».

Dans le cas du parc agroforestier à acacia (Figure 62), la phase « d'accumulation » correspond à une période d'inter-pulsation. La faible pluviométrie induit une faible pression anthropique. Les arbres sont dans une phase de croissance, limitée par l'accès à l'eau. Un épisode pluvieux fait entrer le système dans la phase de « relâchement » : les agriculteurs défrichent (enlèvement de jeunes acacias, tailles des adultes) et mettent en culture leurs champs, les pasteurs convergent dans les parcours et les acacias sont exploités pour les besoins en bois et en fourrage. Il n'y a pas de phase où les acacias disparaissent totalement, à l'inverse de l'exemple des pinèdes. Néanmoins, suite au développement des activités humaines, la dynamique et la démographie des peuplements est fortement perturbée.

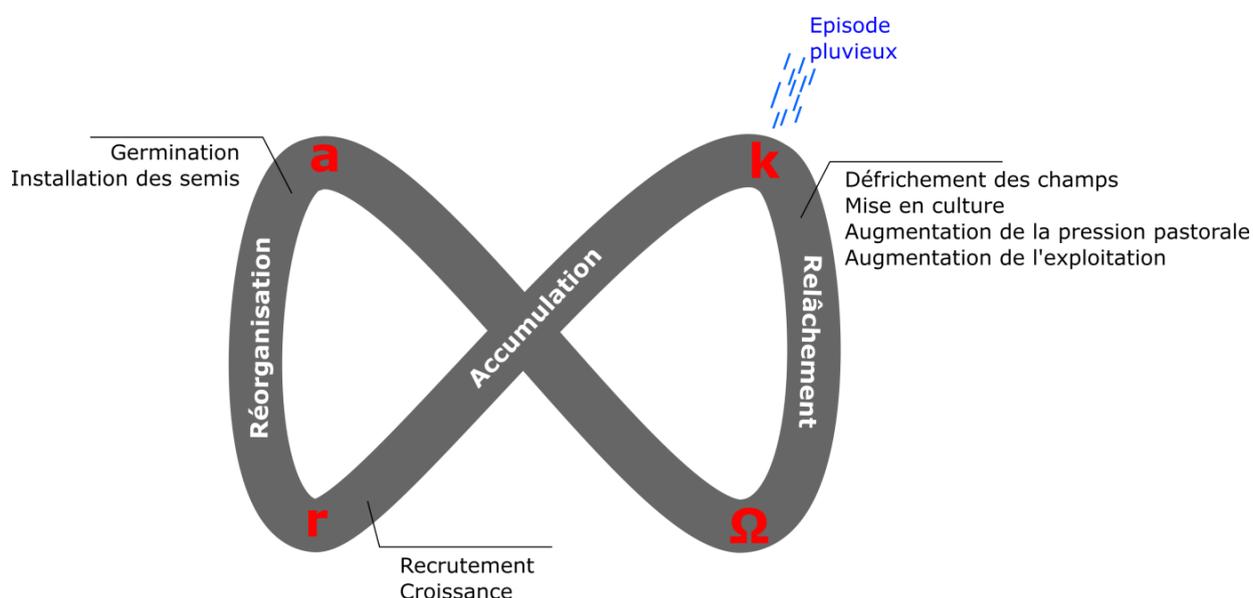


Figure 62 : Cycle du renouveau adaptatif des peuplements de *V. raddiana* au cours d'un cycle pulsatile. La phase d'accumulation (r à k) se traduit par un accroissement des peuplements. Un épisode pluvieux initie une période de relâchement (k à Ω) causée par les activités humaines. Après une période d'inertie (a à Ω) débute une phase de réorganisation (a à r) avec une nouvelle phase d'accumulation.

S'ensuit une baisse progressive de la pression anthropique avec l'épuisement des pâturages et la fin des récoltes, qui aboutit à une installation de la régénération d'acacia (en fin d'été). C'est la phase de « réorganisation » : la régénération est abondante, mais seules quelques plantules survivront pour atteindre le stade de jeunes arbres (Wiegand et al. 2000). Les peuplements entrent alors de nouveau dans une phase « d'accumulation », qui dure la période d'une inter-pulsation, soit entre trois et cinq ans dans la plaine d'*Ighuweln*. La phase de « relâchement » dure quant à elle moins d'un an, depuis l'épisode pluvieux jusqu'au départ des éleveurs en automne (sauf si un deuxième épisode pluvieux survient).

Le cycle écologique et anthropique impose donc une dynamique spécifique aux peuplements de *V. raddiana*, caractérisée par un déclin ponctuel de la biomasse suivi d'une plus longue période d'accroissement. Ce cycle, par l'intermittence des activités humaines, semble garantir le maintien des peuplements. Il permet par ailleurs de discuter du paradoxe des régimes fonciers pastoraux.

Le paradoxe des régimes fonciers pastoraux

Comme nous l'avons vu, les régimes fonciers « point-centrés » permettent la flexibilité des activités humaines. Dans le même temps, la non-définition des frontières sociale et spatiale est à la base du « paradoxe » des régimes fonciers pastoraux (Fernandez-Gimenez 2002) : elle conduit en général à des systèmes où la durabilité des ressources naturelles n'est pas assurée (Ostrom 1990), en étant toutefois une condition nécessaire à la flexibilité du système. Ce paradoxe conduit à la question suivante : comment les agropasteurs de la plaine d'*Ighuweln* ont-ils pu maintenir leurs activités (qui reposent sur la conservation des ressources naturelles exploitées) dans un contexte institutionnel qui aurait dû amener à leur épuisement ou à leur surexploitation ? Par quel mécanisme les règles d'accès relativement libres aux parcours (Tableau 6, p. 98) et aux arbres (Tableau 13, p. 157) n'ont-elles pas entraîné la tragédie des communs décrite par Hardin (1968) ? Deux éléments de réponse peuvent être apportés à la lumière de nos résultats.

Premièrement, en termes institutionnel, la situation décrite par Hardin, d'accès libre à une ressource sans concertation entre usagers, n'existe généralement pas dans les systèmes pastoraux (McCabe 1990, Fernandez-Gimenez 2002). Si le groupe d'usagers qui fréquente les parcours de la plaine d'*Ighuweln* n'est pas défini, il n'en est pas illimité pour autant. Sauf cas exceptionnel, les éleveurs provenant de régions trop lointaines ne viennent pas sur cette plaine, pas plus que les pasteurs de montagne du nord du Maroc, qui connaissent mal les conditions écologiques, les pâturages du sud, et qui sont peu familiers avec les sociétés sahariennes (*i.e.* leurs us et coutumes). Deuxièmement, le cycle adaptatif décrit précédemment permet la régénération de l'écosystème suite à un pic d'activités anthropiques. Lorsque les pâturages (*i.e.* les ressources en plantes éphémères) ou les ressources en eau se raréfient, les éleveurs se déplacent ou ont recours à la complémentation alimentaire. La qualité des pâturages, définie principalement par le niveau des précipitations, régule par conséquent la charge pastorale et la pression sur les ressources végétales pérennes. Cette pratique de l'élevage pastoral garantit une exploitation durable des parcours (Douglas 1993), y compris en l'absence de règles d'accès explicitement définies. Le même processus s'opère pour la pratique de l'agriculture. Il n'y a donc pas, dans ce cas, de paradoxe des régimes fonciers : dans le contexte d'un environnement pulsatile, la variable structurante des activités humaines est le climat, et non les règles d'accès aux ressources. Les fluctuations de la production de l'écosystème suivent celles des pluies et imposent leur rythme au système de production. Ce rythme permet à l'acacia de se maintenir malgré l'occurrence d'un pic d'exploitation tous les 3 à 5 ans, qui s'inscrit dans un cycle de renouveau adaptatif durable.

Néanmoins, ce cycle peut être perturbé par le charbonnage, qui génère une exploitation permanente des acacias, y compris durant la phase d'accumulation. S'il est trop intense, le charbonnage peut donc transformer cette phase en une phase de relâchement : la durabilité du peuplement de *V. raddiana* est alors menacée par la rupture du cycle du renouveau adaptatif. Cela soulève la question de la résilience des peuplements à plus long terme que le cycle pulsatile, en lien avec l'évolution des activités de subsistance.

2.2. RESILIENCE DES SES A *V. RADDIANA* FACE A L'EVOLUTION DES ACTIVITES HUMAINES

2.2.1 Résilience et évolution du système agropastoral

Indépendamment des pulsations de l'environnement, le système agropastoral de la plaine d'*Ighuweln* a connu ces dernières décennies des évolutions diverses, liées à l'adoption de nouvelles techniques, à l'exode rural et à une évolution des modes de vie et de consommation. Les systèmes agropastoraux ne sont en effet pas statiques et s'adaptent à des changements de leur environnement humain et non-humain, en particulier en cas de crise (Mortimore et Adams 2001). Dans quelle mesure le SES à *V. raddiana* s'est-il montré résilient à ces différents changements ?

Résilience et évolution des moyens de production

Comme cela a été développé tout au long de la PARTIE II, les moyens de production actuels dans la plaine d'*Ighuweln* montrent de nombreux signes d'une modernisation plus ou moins récente. Autrefois pratiqué à l'araire par traction animale (âne ou dromadaire), le travail du sol se réalise aujourd'hui uniquement au tracteur, qui a fait son apparition dans la plaine en 1978 selon les agropasteurs. La récolte fait également appel à des moissonneuses-batteuses certaines années, et ce depuis 1987. Le déplacement des paysans dans leurs champs profite aussi des nouveaux modes de déplacement, dont les mobylettes et les véhicules de type 4x4. Cette modernisation des techniques a eu, selon les agropasteurs, deux conséquences principales. Le temps consacré et la main d'œuvre nécessaire aux travaux agricoles ont fortement diminué. L'ensemencement et le disquage d'un champ se fait sur une journée, alors que le travail à l'araire demandait plusieurs semaines parfois. Avec le raccourcissement des durées de déplacements, le gain de temps qui en résulte a permis aux agriculteurs d'adopter un mode de vie sédentaire au village, loin des zones inondables, tout en continuant à cultiver. Par ailleurs, ce gain de temps s'est traduit par une augmentation des surfaces cultivées par agriculteur (grâce à l'exode rural qui s'est opéré en parallèle). Selon la perception des agriculteurs, cette augmentation des surfaces ne s'est pas forcément traduite par une augmentation de la production. Selon eux, le soin particulier qu'apportaient leurs ancêtres au travail du sol et au suivi des champs donnait lieu à des champs plus productifs. Ils avaient la « baraka » malgré de plus faibles surfaces cultivées et réservaient les grains à l'alimentation humaine. Aujourd'hui, les surplus de production lors des bonnes années sont donnés aux animaux en cas de disette et les habitudes de consommation ont changé :

[A l'époque] on semait peu et on récoltait beaucoup. Mais aujourd'hui, on donne les grains aux ânes et aux chèvres. Avant non. Et les gens, ils ne mangeaient pas comme maintenant. Le matin, ils mangeaient juste quelques dattes. Ceux qui partaient avec les animaux, ils prenaient juste un petit peu de pain pour toute la journée. Ils mangeaient des plantes, ils mangeaient des gousses d'acacia. Aujourd'hui, on donne le pain aux animaux [...]. Moi, en 1988, j'ai ramassé des brouettes

d'orge. Je vidais la brouette et je la donnais aux dromadaires, il y en avait beaucoup (un agriculteur de Taidalt, mai 2013).

Cette évolution des modes de vie et de consommation a également concerné les éleveurs, comme nous l'avons vu au Chapitre 3. A l'heure actuelle, les biens utiles à leur subsistance sont essentiellement acquis par des achats en ville. A l'exception des piquets de tentes et des brise-vents placés autour du feu et des tentes, les ressources végétales locales ne servent que de combustible et de source de pâturage. Les 4x4 de type Land Rover se sont aussi substitués aux dromadaires pour le déplacement des familles ; les camions sont utilisés pour déplacer les petits ruminants sur de grandes distances. Mais malgré ces changements et l'adoption de nouveaux outils, les systèmes agropastoraux n'ont pas changé de nature : ils se sont adaptés sans pour autant être transformés.

Face à ces évolutions, les peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* se montrent résilients, comme l'attestent nos inventaires (cf. PARTIE III). Malgré la mécanisation de l'agriculture, les parcs agroforestiers ont été préservés et les changements d'habitudes des éleveurs semblent avoir conduit à une baisse de l'exploitation des arbres. En intégrant à ces évolutions celles du charbonnage, il est possible d'inscrire les évolutions du couvert arboré dans un cycle adaptatif de moyen-terme. A en croire les perceptions locales, la période d'intense charbonnage a constitué une phase de relâchement pour les peuplements à *V. raddiana*. Actuellement, ces derniers sont dans une phase d'accumulation, en raison de la quasi-disparition de cette perturbation. Cette accumulation peut par ailleurs s'expliquer par les conséquences qu'ont eu l'exode rural et des modes de consommation sur les activités agropastorales.

Résilience et évolution des stratégies de subsistance

Selon les agropasteurs, les dernières décennies se sont traduites par un déclin général des activités agropastorales. La première cause de ce déclin réside dans la sédentarisation des ménages, qui a conduit ces derniers à se détourner de l'élevage transhumant pour ne garder qu'un nombre restreint d'animaux nourris pour l'essentiel à l'étable. La scolarisation des enfants et les opportunités de travail dans les villes et à l'étranger ont par ailleurs entraîné un fort exode rural. Enfin, l'accès à des denrées alimentaires peu coûteuses sur les marchés a concurrencé l'agriculture locale, faiblement productive et économiquement peu rentable. Il en aurait résulté une diminution des cheptels à l'échelle régionale et le délaissement de certaines zones autrefois cultivées. Cette évolution serait mesurable à une échelle de temps supérieure à celle de notre étude. En effet, à l'échelle de quelques années, les surfaces cultivées évoluent surtout avec les pluies. L'évolution positive des surfaces cultivées entre 2013 et 2015 ne présage donc pas d'une tendance durable de réinvestissement dans l'agriculture. A l'inverse, un champ laissé en jachère pendant plus de 10 ans ne peut être interprété comme un abandon définitif. Par exemple, selon nos informateurs, certains champs cultivés en 2015 ne l'avaient pas été depuis 1987.

Seuls les dires des agropasteurs nous permettent donc de faire l'hypothèse de ce déclin. Dans ce cas, la baisse de l'intensité des activités anthropiques a pu être favorable aux peuplements de *V. raddiana* et peut expliquer en partie la dynamique positive que nos résultats ont fait ressortir. Tandis que les activités humaines ont tendance à maîtriser le développement des acacias (l'agriculteur gère la densité d'arbre dans ses champs, le pâturage réduit la taille et la densité des arbres), leur déclin modifie l'état d'équilibre du système vers un couvert arboré plus conséquent. A l'inverse, la disparition de ses activités pourrait s'accompagner d'un déclin des peuplements d'acacia. Comme nous l'avons vu, le pâturage contribue au renouvellement des peuplements. Par ailleurs, les

aménagements des zones d'épandage améliorent l'accès à l'eau et augmente les surfaces inondées. La disparition de ces deux éléments pourrait donc conduire à une régression de l'acacia. Autrement dit, au-delà d'un certain seuil (Walker et Meyers 2004), le SES à *V. raddiana* pourrait être menacé : lorsque l'intensité de l'exploitation est trop forte pendant une trop longue période et lorsque les activités humaines ne sont plus en mesure de fournir aux acacias les services qui favorisent son maintien et son développement. La résilience du SES à *V. raddiana* résulte donc d'un compromis subtil entre domestication et dynamique naturelle. Si les termes de ce compromis changent au-delà d'un certain seuil (dans un sens ou dans l'autre), cela pourrait conduire à une redéfinition du SES dont les conséquences pour la conservation de l'acacia sont à ce jour difficile à prédire. Autrement dit, la conservation du paysage agropastoral dans sa complexité est nécessaire pour la conservation des habitats qu'il permet ; cela suppose le maintien de l'interdépendance entre les sociétés humaines et les services écosystémiques fournis par ces paysages, grâce à des politiques incitatives et au soutien institutionnel des communautés locales (Fischer et al. 2012).

2.3. RESILIENCE DES SES A *V. RADDIANA* FACE AU PAYSAGE INSTITUTIONNEL

2.3.1 La résistance à la perte de flexibilité

Comme nous l'avons vu, le paysage institutionnel de la plaine d'*Ighuweln* a largement évolué au cours du XX^e siècle. L'époque du protectorat s'est traduite par la fixation des territoires tribaux et des régimes de propriété foncière, par la création d'une administration et d'une législation forestière et par des tentatives de recensement des Hommes et des troupeaux. Depuis la fin du protectorat, ces institutions ont été renforcées et progressivement étendues à l'ensemble des territoires. Les zones de culture sont aujourd'hui découpées en petites propriétés privées et les zones de parcours sont des terrains collectifs appartenant à un groupe tribal spécifique et figé dans l'espace. Autrement dit, les droits coutumiers ont subi un processus de formalisation, comme partout ailleurs en Afrique et dans les pays à histoire coloniale (Chauveau 2013). Or comme nous l'avons discuté, trop de précision des maîtrises foncières est contre-productif pour des sociétés dont la stratégie de subsistance repose sur l'opportunisme et la flexibilité. Les nouveaux outils fonciers et les nouvelles règles associées n'ont cependant pas été rejetés en bloc par les populations rurales, qui ont su au contraire fonctionner avec et les adapter à leur fonctionnement, comme cela s'observe aussi dans le Haut-Atlas (Cheylan et al. 2012). Dans les faits, le rapport au foncier dans les zones de culture et dans les parcours reste inchangé. Ces nouveaux outils introduisent néanmoins la possibilité de s'approprier le foncier dans un but marchand (cf. Chapitre 7, p. 237), ce qui peut poser à terme des problèmes de maintien de l'intégrité de territoires fonctionnels complémentaires. Ces tentatives sont néanmoins jugulées par les méthodes de résolution de conflits internes aux tribus, ce qui souligne aussi l'importance d'un maintien de l'attachement des populations rurales à leur territoire. Par conséquent à ce jour, les zones où se trouve l'acacia dans la plaine d'*Ighuweln* n'ont pas subi les conséquences des nouvelles institutions et règles foncières. Les mécanismes garantissant la résilience reposent ici sur des mécanismes sociaux qui ont permis une intégration des nouveaux outils fonciers sans que les usages effectifs n'en soient modifiés. La flexibilité des activités humaines a ainsi pu être maintenue.

2.3.2 L'intégration d'institutions nouvelles

Pour permettre une gestion durable des ressources naturelles dans les socioécosystèmes et l'augmentation de la résilience des populations rurales qui y sont incluses, la notion de cogestion adaptative a récemment émergé (Armitage et al. 2009). La cogestion adaptative repose sur la création de lien entre les connaissances (empiriques et expérimentales) et les acteurs et institutions impliqués dans la gestion des ressources naturelles. Elle s'inspire de la cogestion d'une part – *i.e.* le partage du pouvoir et des responsabilités entre les usagers des ressources naturelles et les gouvernements – et de la gestion adaptative d'autre part – *i.e.* l'apprentissage par l'expérience, particulièrement utile en contexte d'incertitude et de complexité (Berkes 2009).

Or comme nous l'avons vu au Chapitre 7, les interactions entre l'administration forestière et les populations ne permettent pas la mise en place d'un tel processus de cogestion. Dans le même temps, il a pu être montré dans d'autres régions que les populations se montrent intéressées par jouer un rôle dans la gestion des peuplements de *V. raddiana* (Al-Subaiee 2015). Il semble donc possible d'améliorer la résilience du SES en allant dans ce sens.

Pourtant, il convient de souligner que le SES à acacia a semble-t-il été relativement résilient aux évolutions institutionnelles de ces dernières décennies. Les structures coutumières ont été affaiblies, mais dans le même temps l'administration forestière a été intégrée dans les processus de résolution des conflits, se substituant donc aux institutions coutumières. Par ailleurs, les peuplements d'acacia ne semblent pas avoir subi les conséquences d'un conflit entre l'administration et la population, comme cela a pu être le cas dans d'autres régions du Maroc (Aubert et al. 2009). Cela semble du d'un côté à l'application qui a été faite de la législation forestière dans la région. Les forestiers locaux n'ont en effet pas eu une attitude intrusive dans la gestion de l'acacia, en n'appliquant pas à la lettre la présomption de domanialité ou encore en ne menant pas de campagnes de délimitation des peuplements. D'un autre côté, il semble aussi que les agropasteurs aient intégré dans leurs règles celles définies par le droit positif pour éviter la dégradation des zones boisées, dont les abattages d'arbres. Ainsi, les forestiers et la population semble être parvenu à un compromis vis-à-vis de la gestion des acacias, ce qui a pu contribuer positivement à la résilience du SES à *V. raddiana* face aux évolutions du paysage institutionnel.

A l'heure actuelle, ce SES est donc davantage régi par des facteurs normatifs (*e.g.* les relations de pouvoir, les valeurs culturelles) que par les règles définies par les institutions régaliennes. Le poids des relations de pouvoir transparaît dans l'exemple du charbonnage qui est pratiqué dans les territoires directement concernés par le conflit du Sahara Occidental. Malgré des institutions similaires, les peuplements d'acacia semblent en effet davantage menacés dans ces territoires, en raison d'une hétérogénéité de pouvoir entre les populations – qui mettent à profit la faible légitimité du gouvernement marocain et la force politique que représentent les mouvements indépendantistes – et l'administration forestière – soucieuse du maintien de la paix sociale. Pour mieux comprendre les termes de la résilience du SES à *V. raddiana*, il est donc nécessaire de comprendre, au-delà du contexte institutionnel, les interactions entre les différentes institutions, les différents types d'acteurs et les pratiques de gestion et d'exploitation effectivement à l'œuvre.

Conclusion

Les peuplements de *V. raddiana* du Sud-ouest marocain sont inscrits dans un SES où ils interagissent avec trois groupes d'acteurs. Les agropasteurs utilisent les acacias dans le cadre de leur subsistance pour les multiples services écosystémiques que ces arbres fournissent. Ce faisant, ils ont intégré l'acacia à leurs activités et à leurs normes, et façonnent les peuplements sans entraîner une perte de leur structure initiale. Les peuplements de *V. raddiana* sont en ce sens des forêts rurales, qui sont la résultante d'une gestion holistique et d'un compromis subtil entre un écosystème « naturel » et les besoins humains. Nos résultats montrent que la cohabitation entre les agropasteurs et l'acacia contribue au maintien du paysage culturel de la plaine d'*Ighuweln*, dans laquelle la dynamique des peuplements d'acacia suit un cycle adaptatif qui permet la reconstitution du couvert arboré dans le cadre d'activités humaines intermittentes. Les charbonniers constituent une menace pour ces paysages, de par le caractère destructif et permanent de leur activité. Malgré les processus sociaux qui dissuadent les personnes de s'engager dans le charbonnage, le contexte actuel ne permet pas de lutter contre cette pratique de manière efficace. En effet, l'administration forestière, qui constitue le troisième groupe d'acteurs, a une position relativement marginale dans le SES à *V. raddiana*. Malgré sa présence, qui a un caractère dissuasif, son comportement vis-à-vis des populations ne permet en effet pas son intégration profonde dans le SES, sous peine de nuire à la paix sociale.

Malgré ces problèmes, le SES à *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* se montre résilient à différentes échelles temporelles et à différentes perturbations. Le cycle adaptatif permet de comprendre cette résilience à l'échelle d'un cycle pulsatile de quelques années, tandis que les évolutions des modes de production et de consommation de ces dernières décennies n'ont pas entraîné de reconfiguration profonde des peuplements d'acacia ou des modes de vie. A l'inverse, le SES à *V. raddiana* apparaît davantage vulnérable face au contexte institutionnel. Dans certaines zones, ce contexte semble en effet ne pas être en mesure d'assurer le maintien des peuplements d'acacia, faute du développement de processus de cogestion et d'une relation partenariale entre l'administration forestière et les populations.

Conclusion générale

Lutter contre la dégradation des écosystèmes est un enjeu majeur pour nos sociétés contemporaines et pour les générations futures. Pour y répondre, des régions à forte vulnérabilité et à forte biodiversité ont par exemple été définies dans une optique de priorisation des actions de conservation. Pourtant, l'intérêt particulier porté à ces régions ne devrait pas se faire au détriment d'autres écosystèmes moins riches en biodiversité, mais qui fournissent des services écosystémiques majeurs localement et régionalement. Au-delà de la complexité des écosystèmes de zones sèches, la faible compréhension de leur fonctionnement résulte sans doute du faible intérêt relatif dont ces régions ont fait l'objet. Or, combler cette lacune est crucial pour répondre plus efficacement aux multiples enjeux sous-jacents au phénomène de désertification. Notre recherche, en adoptant un regard interdisciplinaire sur le socioécosystème à *V. raddiana* du Maroc saharien, une formation arborée de zones sèches encore peu connue et particulière, a permis d'en comprendre le fonctionnement en lien avec les usagers et les dispositifs de gouvernance. Les trois questions qui ont structuré notre travail ont permis de mieux comprendre (1) la façon dont les acacias sont intégrés dans la stratégie de subsistance des agropasteurs sahariens, (2) l'influence de leurs activités sur la structure et la dynamique des peuplements et (3) le système de gouvernance dans lequel les peuplements d'acacia s'inscrivent, *via* les institutions et les normes coutumières et régaliennes.

Les paysages culturels à *V. raddiana* du Maroc saharien

A l'échelle d'un terroir saharien, celui de la plaine d'*Ighuweln*, nous avons montré que l'acacia est étroitement intégré au système de production et qu'il est central tant pour l'élevage pastoral, activité socioéconomiquement et culturellement structurante, que pour l'agriculture. Les agropasteurs disposent en effet d'un riche savoir sur cette espèce, qui guide leurs pratiques dans l'usage et l'exploitation qu'ils en font. Ces pratiques sont encadrées par des normes et des règles qui garantissent la préservation des arbres et des autres ressources végétales, ainsi que la flexibilité des activités. Dans ce cadre normatif, l'éleveur exploite l'acacia pour son bois et son fourrage (directement et à travers ses animaux), et s'en sert de filet de sécurité pour mieux faire face aux périodes de sécheresse ou de difficultés économiques. Comme ailleurs, l'arbre est donc intégré par les éleveurs dans leur stratégie de gestion du risque (Barrow et Mlenge 2003). L'agriculteur saharien, qui cultive occasionnellement, conserve l'acacia dans ses champs et crée des parcs agroforestiers originaux. Il gère en effet le recrû forestier et les arbres en contrôlant leur densité et en façonnant leurs ports individuels selon leur emplacement dans le champ. Il attribue donc des fonctions spécifiques à chaque arbre, à travers une gestion tolérante (*sensu* Wiersum 1997) qui n'implique pas la plantation d'arbres. La composition spécifique du parc agroforestier est donc peu modifiée et reste similaire à celle des zones pastorales, c'est-à-dire fortement dominée par l'acacia. Enfin, pour les personnes qui vivent et travaillent dans cette plaine, l'acacia offre un ombrage recherché, un abri contre les vents sableux et constitue une source de produits médicinaux. L'acacia demeure donc un élément structurant du paysage agropastoral et des systèmes de subsistance.

Néanmoins, la dépendance des Hommes envers les services écosystémiques fournis par l'acacia est plus ténue aujourd'hui, en raison d'une évolution des modes de production, de vie et de consommation. Les éleveurs affrontent les périodes de sécheresse grâce à l'achat de compléments fourragers, le bois est devenu une source secondaire d'énergie et la médecine traditionnelle vient en complément d'une médecine allopathique utilisée par tous. Par ailleurs, de nombreuses familles se sont détournées des activités agropastorales pour un mode de vie urbain et des emplois salariés. Ce faisant, les savoirs, les usages et les savoir-faire associés aux espèces végétales et à l'acacia montrent des signes de déclin. Cette déconnexion pose d'abord le problème de la conservation des paysages culturels à *V. raddiana*, qui sont issus de modes de vie basés sur les services fournis par le milieu naturel (Fischer et al. 2012). Par ailleurs, elle est le signe d'une adaptation des sociétés rurales aux évolutions du contexte socioéconomique et environnemental dans lequel elles vivent. Face aux sécheresses à répétition et aux difficultés du mode de vie nomade, les agropasteurs ont adopté des stratégies de subsistance alternatives (Mortimore et Adams 2001) : beaucoup ont émigré en ville ou à l'étranger, temporairement ou de manière permanente. En d'autres termes, ils conservent leur logique opportuniste (Salzman 2002) tout en s'adaptant aux enjeux d'un contexte changeant.

Face à cette déconnexion en cours, l'acacia ne conserve une importance tangible que pour les agropasteurs. Néanmoins, contrairement à une de nos hypothèses de départ, cette espèce ne semble pas jouer un rôle d'espèce clé de voûte culturelle (*sensu* Garibaldi et Turner, 2004). Dans de nombreuses zones d'épandage, l'acacia est absent (sans doute pour des raisons écologiques liées au type de sol) ce qui n'empêche pas les agriculteurs de mettre ces zones en culture. Par ailleurs, comme nous l'avons évoqué, les éleveurs gèrent de moins en moins le risque grâce à l'acacia. Ainsi, *V. raddiana* ne semble pas indispensable à la perpétuation des systèmes de subsistance et des modes de vie. Cet aspect mériterait des études socioéconomiques approfondies pour mieux juger la part des services fournis par l'acacia dans l'économie des agropasteurs. Cela permettrait notamment de mesurer dans quelle mesure l'acacia participe à la résilience des agropasteurs sahraouis.

Des peuplements de *V. raddiana* viables, voire en régénération

Nos résultats sur la structure et la dynamique des peuplements d'acacia indiquent que, dans la plaine d'*Ighuweln*, l'espèce n'est pas menacée à moyen-terme. Les peuplements affichent en effet un profil démographique en forme de « J inversé », quel que soit le mode d'occupation du sol, qui suggère que ces peuplements sont stables, voire en expansion. La gestion tolérante de l'espèce dans le parc agroforestier aboutit à un peuplement similaire au peuplement situé en zone pastorale, en termes de densité, de démographie, de taille et de port général des arbres. Le milieu (*i.e.* la topographie et le micro-habitat) constitue le principal facteur qui explique l'hétérogénéité des peuplements. Sur l'ensemble de la plaine, nos résultats indiquent que les acacias se régénèrent, mais cette dynamique est significativement plus forte dans le parc agroforestier. Les conditions du milieu (*i.e.* un meilleur approvisionnement hydrique) et les pratiques agricoles (*i.e.* les digues et le travail du sol) semblent contribuer de manière conjointe à des conditions plus favorables à l'installation de la régénération dans ces espaces. Néanmoins, l'agriculteur maintient le peuplement d'acacia du parc agroforestier à une densité compatible avec ses activités. Enfin, si certaines pratiques néfastes pour l'acacia ont été identifiées – charbonnage, écorçage, coupes de houppier – leur intensité dans la plaine d'*Ighuweln* est à ce jour trop faible pour impacter de manière significative les peuplements. Les activités humaines actuelles ne menacent donc pas la viabilité des peuplements d'acacia dans cette plaine. La littérature scientifique nous permet au contraire de formuler l'hypothèse que l'élevage pastoral et l'agriculture pourraient contribuer au maintien de l'acacia, grâce à leur effet positif sur la dispersion

et la germination des graines, et sur l'installation de la plantule. Cette hypothèse mériterait d'être testée par des recherches complémentaires.

Finalement, nous proposons que la dynamique des peuplements de *V. raddiana* de la plaine d'*Ighuweln* soit considérée comme inscrite dans un cycle adaptatif. Lors des années où les activités agropastorales sont faibles (faute de précipitations suffisantes), les peuplements se développent. Ils régressent à la suite d'un épisode pluvieux qui engendre un pic d'activité et d'exploitation, puis entrent enfin dans une phase de régénération une fois ce pic passé. Un tel cycle permet ainsi d'expliquer le maintien des acacias, lequel est garanti par le caractère intermittent des activités humaines qui suivent le rythme imposé par le régime des précipitations.

Un système de gouvernance perfectible

Enfin, ce travail s'est intéressé au système de gouvernance qui encadre la gestion des peuplements de *V. raddiana*, et en particulier à la politique forestière menée vis-à-vis de cette espèce. Cette dernière n'a fait que récemment l'objet d'un intérêt de la part de l'administration forestière, en raison de son caractère peu productif et d'un contexte sociopolitique non apaisé dans les régions où elle se développe. Cependant, l'acacia est aujourd'hui intégré dans la stratégie nationale de lutte contre la désertification et de conservation des espèces autochtones. L'action de l'administration sur le terrain passe par des projets de plantation et par un contrôle de l'application du code forestier. Néanmoins dans les deux cas, cette action semble peu efficace. Les projets sont menés selon une approche descendante incompatible avec l'intégration des besoins et des perceptions des populations, desquelles dépend en partie leur succès. Le système de sous-traitance des travaux exacerbe les inégalités dans la répartition des retombées des projets, et ne permet pas d'assurer la réussite des plantations sur le long-terme. Les projets sont alors instrumentalisés pour des revendications sociopolitiques diverses et pour la poursuite d'intérêts individuels éloignés de l'objectif initial de reconstitution des peuplements d'acacia. La surveillance des forêts est, elle aussi, entravée par de nombreux obstacles spécifiques au contexte géopolitique et territorial. Alors que le charbonnage représente une menace identifiée par tous (population rurale et forestiers), les moyens de lutte mis à disposition de l'administration ne permettent pas d'assurer un contrôle efficace de l'ensemble du territoire. Les zones dans lesquelles se concentrent les charbonniers sont physiquement inaccessibles aux agents de l'administration et le contexte politique local, avec le conflit du Sahara Occidental, empêche les agents d'assurer leurs fonctions régaliennes. Au-delà de ce problème, les divergences entre les forestiers et les populations semblent trop profondes pour l'établissement d'une coopération indispensable pour endiguer de manière efficace et durable l'activité de charbonnage.

Face aux défaillances du système de gouvernance actuel, une cogestion adaptative impliquant la population et l'administration serait souhaitable. Il faudrait pour cela une meilleure reconnaissance par l'administration du système de gestion forestière coutumier et des usages et pratiques paysannes. Cette évolution requiert à la fois une adaptation de la législation forestière, considérée par beaucoup d'auteurs comme trop coercitive (Aït Hamza et al. 2007, Aubert 2013), et une nouvelle façon pour le forestier de considérer son métier.

L'intérêt des parcs arborés pour le suivi des dynamiques socioécologiques

Notre étude partait du postulat que les formations arborées pouvaient constituer des marqueurs de l'évolution de leur environnement humain et non-humain. Nos résultats suggèrent que ces formations répondent à des changements socioéconomiques et institutionnels de leur

environnement. En effet dans la plaine d'*Ighuweln*, la dynamique des peuplements est associée à l'évolution des pratiques et des systèmes de production. Leur régénération actuelle semble liée à une utilisation moins intense que par le passé tandis que la régression qu'évoquent les agropasteurs s'expliquait par une forte pression de charbonnage. A l'échelle régionale, il semble également que l'exploitation de bois représente la menace principale qui affecte la dynamique des acacias. Par conséquent, la démographie des peuplements arborés dans les zones sèches semble être un marqueur de l'évolution du rapport qu'entretiennent les sociétés humaines à leur environnement. Ce rapport est par ailleurs conditionné par le contexte socioéconomique et culturel régional et par les stratégies de subsistance des différents acteurs. La structure et la dynamique des peuplements arborés, au-delà des contraintes imposées par le milieu, deviennent donc des indicateurs des activités humaines et de leur évolution à moyen-terme (à l'échelle de plusieurs décennies).

A l'inverse, la démographie des peuplements arborés ne semble pas constituer un bon indicateur de l'évolution de l'environnement non-humain. D'une part, en raison de la sensibilité des peuplements à l'environnement humain, il est difficile de distinguer les différents facteurs qui influent sur les hétérogénéités mesurées. D'autre part, l'exemple de la plaine d'*Ighuweln* montre que la dynamique des peuplements arborés est peu liée à celle des précipitations. Les précipitations dans la région n'affichent en effet aucune tendance claire d'augmentation ou de diminution, alors que les peuplements d'acacia d'*Ighuweln* se régénèrent. Dans cet environnement aux dynamiques écologiques stochastiques, les Hommes apparaissent donc comme les principaux acteurs de la dynamique forestière à l'échelle territoriale et sur une période de quelques décennies. En comparaison, les évolutions de l'environnement non-humain, en particulier celles liées au changement climatique, se déroulent sur un pas de temps trop long et selon une intensité trop faible pour être mises en lumière à travers la dynamique des peuplements à l'échelle d'un petit territoire. D'autres méthodes sont donc à envisager pour mieux comprendre l'influence qu'auront les changements climatiques, dont le suivi régional de la distribution des espèces ou encore celui de l'état des sols et de l'ensablement.

Le cercle vertueux de la conservation socioécologique

Enfin, notre recherche a permis de mettre en lumière le caractère « culturel » des paysages à *V. raddiana* du Maroc saharien. D'un côté, ces paysages sont structurés par « le fils du Sahara », qui peuple la région grâce à une biologie adaptée à un climat aride. D'autre part, ces paysages accueillent et sont façonnés par « les gens de la pluie », sociétés pastorales contraintes de se déplacer à la recherche de pâturages abondants mais éphémères suite à des épisodes pluvieux ponctuels et imprévisibles. De l'interaction de ces deux acteurs résultent les paysages sahariens actuels, mais également une forte interdépendance entre les sociétés et les arbres. Les acacias ont fourni, et fournissent encore, des services écosystémiques multiples qui ont contribué à la résilience des sociétés pastorales sahariennes. De leur côté, ces sociétés et leurs animaux participent au maintien, et parfois au déclin, des acacias. Certes, de nombreuses inconnues persistent à l'issue de cette recherche sur les termes de cette interdépendance mutuelle, et sur l'avenir de cette coévolution entre sociétés agropastorales et peuplements forestiers. Néanmoins, la conservation de *V. raddiana* au Maroc ne peut se limiter, comme c'est encore le cas, à des approches portant sur l'espèce uniquement et en déconnexion de son environnement social. Au contraire, il conviendra d'envisager un mode de conservation socioécologique, qui permette de réinstaurer et de maintenir durablement des cercles vertueux entre les sphères naturelle, culturelle et socioéconomique (Selman et Knight 2006). Une telle conservation suppose de connaître, faire connaître et valoriser les activités

humaines qui interagissent avec les écosystèmes tout en permettant leur adaptation à l'évolution des enjeux sociétaux (Fischer et al. 2012) et d'encourager les relations bénéfiques entre les sociétés humaines et leurs écosystèmes.

Au Maroc saharien, il s'agira d'abord de reconnaître la pratique de l'élevage pastoral transhumant et son intérêt à la fois dans la valorisation des écosystèmes fragiles et peu productifs de zones sèches (Niamir-Fuller 1999), qui supportent mal d'autres types d'exploitation, et dans l'entretien de ces écosystèmes. A l'heure actuelle, les politiques de développement pastoral au Maroc, à travers l'enrichissement des parcours, suivent un modèle basé sur une conception équilibrée des écosystèmes. Au contraire, l'approche devrait être repensée vers la valorisation de la mobilité et le soutien des éleveurs dans leurs déplacements. Au-delà du fait que la mobilité semble le moyen le plus efficace d'assurer la subsistance des agropasteurs dans un environnement climatique incertain (Scoones 1994b), la favoriser pourrait créer un premier cercle vertueux : les éleveurs, dont l'intérêt réside dans la préservation des ressources fourragères, ne sont-ils pas les plus à même, en colonisant les territoires sahariens, d'exercer un contrôle des coupes illicites et des pratiquent qu'ils jugent contraires à la norme ? Par ailleurs, dans le cadre du plan Maroc Vert, qui fixe la stratégie de la politique agricole nationale, un soutien à l'agriculture saharienne pratiquée en dehors des oasis devrait être intégré au Pilier II³⁶ d'accompagnement de la petite paysannerie. Face à l'imprévisibilité de la production et à la faible rentabilité de cette agriculture, cela pourrait permettre de lutter contre l'exode rural et le déclin des activités agropastorales tout en contribuant à améliorer la résilience des populations rurales sahariennes. Le système d'assurance en place dans certaines zones, qui dédommage les agriculteurs en cas de récolte insuffisante, semble aller dans le bon sens.

Ces actions à mener en faveur des activités agropastorales devraient être assorties d'actions de la part de l'administration forestière. Il s'agirait d'abord de comprendre la dynamique actuelle, au niveau régional, des peuplements d'acacia. Pour cela, les inventaires par télédétection – déjà utilisés pour évaluer les surfaces boisées du pays – peuvent être utilisés pour évaluer la dynamique des peuplements d'acacia (grâce au caractère discontinu de leur couvert et à la possibilité d'individualiser les houppiers). Cette évaluation constituerait la base d'une politique de conservation plus efficace et plus ciblée. Par ailleurs, le fait de connaître les peuplements devrait permettre au forestier de gagner la confiance de la population. Il s'agirait également d'adapter le code forestier et les pratiques des agents pour mieux intégrer les spécificités des parcs à acacia et de la gestion paysanne. Ces deux grands chantiers semblent nécessaires à l'instauration d'une relation partenariale entre l'administration forestière et la population, pour une meilleure protection des peuplements d'acacia.

Une telle approche, intégrant développement agropastoral et forestier, semble une voie pertinente pour mieux répondre, tant sur les plans sociétal et écologique qu'économique, aux questions posées par la désertification et par le changement climatique. Or, dans le cas du Maroc saharien, le poids des enjeux géopolitiques régionaux ne peut être négligé. Face à l'importance des paysages culturels à *V. raddiana* pour l'économie locale et pour la lutte contre la dégradation des écosystèmes, leur préservation ne devrait cependant pas être reléguée au second plan.

³⁶ Au Maroc, la stratégie agricole est structurée autour de deux piliers : le premier soutient le développement de l'agriculture productiviste, le second vise à l'accompagnement solidaire de la petite agriculture.

Références bibliographiques

- Abd El-Wahab, R. H., T. a. Seleem, M. S. Zaghoul, A. E. El-Rayes, A. E. R. a Moustafa, et A. Abdel-Hamid. 2014. Anthropogenic effects on population structure of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* along a gradient of water availability in South Sinai, Egypt. *African Journal of Ecology* 52(3):308-317.
- Abdallah, F., et M. Chaieb. 2010. Interactions of *Acacia raddiana* with herbaceous vegetation change with intensity of abiotic stress. *Flora* 205(11):738-744.
- Abdallah, F., Z. Noumi, A. Ouled-belgacem, R. Michalet, B. Touzard, et M. Chaieb. 2012. The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) ssp. *raddiana* (Savi) Brenan presence, grazing, and water availability along the growing season, on the understory herbaceous vegetation in southern Tunisia. *Journal of Arid Environments* 76:105-114.
- Abdallah, F., Z. Noumi, B. Touzard, A. O. Belgacem, M. Neffati, et M. Chaieb. 2008. The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) subsp. *raddiana* (Savi) and livestock grazing on grass species composition, yield and soil nutrients in arid environments of South Tunisia. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 203(2):116-125.
- Abitbol, M. 2009. *Histoire du Maroc*. Perrin, Paris.
- Achour, A. 1994. L'écosystème à *Acacia raddiana* d'Oued Mird (Oued Draa à l'Est de Zagora) : Contribution aux études phyto-écologique et ethnobotanique. ENFI de Salé.
- Adger, W. N. 2000. Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography* 24(3):347-364.
- Adriansen, H. K. 2008. Understanding pastoral mobility: The case of Senegalese Fulani. *Geographical Journal* 174(3):207-222.
- Agrawal, A. 1995. Indigenous and scientific knowledge: some critical comments. *Development and Change* 26(3):413-439.
- Agrawal, A. 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development* 29(10):1649-1672.
- Agrawal, A., et K. Gupta. 2005. Decentralization and participation: The governance of common pool resources in Nepal's Terai. *World Development* 33(7):1101-1114.
- Aguilar-Støen, M., et S. R. Moe. 2006. Medicinal plant conservation and management: distribution of wild and cultivated species in eight countries. *Biodiversity and Conservation* 16(6):1973-1981.
- Aïdoud, A., E. Le Floch, et H. N. Le Houérou. 2006. Les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse* 17(1-2):19-30.
- Aït Hamza, M., L. Auclair, F. Benckroun, Z. Benrahmoune, D. Genin, M. Qarro, B. Romagny, et L. Zagdouni. 2007. *De la parole aux gestes. Eléments de réflexion sur les dispositifs de gestion concertée des ressources forestières et pastorales au Maroc*. (D. Genin et F. Benckroun, éditeurs).
- Akpo, L. E., M. Banoin, et M. Grouzis. 2003. Effet de l'arbre sur la production et la qualité fourragères de la végétation herbacée : bilan pastoral en milieu sahélien. *Revue de Médecine Vétérinaire* 154(10):619-628.
- Al-Subaiee, F. S. 2015. Local Participation in Woodland Management in the Southern Riyadh Area: Implications for Agricultural Extension. *Geographical Review* 105(4):408-428.

- Alaoui Ismaili, M. 2004. *Région Guelmim-Es Smara. Eléments préliminaires.*
- de Albuquerque, U. P., et R. F. de Lucena. 2005. Can apparency affect the use of plants by local people in tropical forests? *Interciencia* 30(8):506-511.
- de Albuquerque, U. P., G. T. Soldati, S. S. Sieber, M. A. Ramos, J. C. de Sa, et L. C. de Souza. 2011. The use of plants in the medical system of the Fulni-ô people (NE Brazil): A perspective on age and gender. *Journal of Ethnopharmacology* 133(2):866-873.
- Andersen, G. L., et K. Krzywinski. 2007a. Longevity and growth of *Acacia tortilis*; insights from 14C content and anatomy of wood. *BMC ecology* 7:4.
- Andersen, G. L., et K. Krzywinski. 2007b. Mortality, recruitment and change of desert tree populations in a hyper-arid environment. *PLoS one* 2(2):e208.
- Andersen, G. L., K. Krzywinski, M. Talib, A. E. M. Saadallah, J. J. Hobbs, et R. H. Pierce. 2014. Traditional nomadic tending of trees in the Red Sea Hills. *Journal of Arid Environments* 106:36-44.
- Anderson, D. M. W. 1978. Chemotaxonomic Aspects of the Chemistry of *Acacia* Gum Exudates. *Kew Bulletin* 32(3):529-536.
- Antonovics, J., et D. a Levin. 1980. The Ecological and Genetic Consequences of Density-Dependent Regulation in Plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11(1):411-452.
- Archibald, S., et W. J. Bond. 2003. Growing tall vs growing wide: tree architecture and allometry of *Acacia karroo* in forest, savanna, and arid environments. *Oikos* 102(December 203):3-14.
- Aref, I. M., A. I. Ahmed, P. R. Khan, H. a. El-Atta, et M. Iqbal. 2013. Drought-induced adaptive changes in the seedling anatomy of *Acacia ehrenbergiana* and *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*. *Trees* 27(4):959-971.
- Argaw, M., D. T. A, et M. Olsson. 2003. Soil seed flora , germination and regeneration pattern of woody species in an *Acacia* woodland of the Rift Valley in Ethiopia 612933(1999):411-435.
- Armitage, D. R., R. Plummer, F. Berkes, R. I. Arthur, A. T. Charles, I. J. Davidson-Hunt, A. P. Diduck, N. C. Doubleday, D. S. Johnson, M. Marschke, P. McConney, E. W. Pinkerton, et E. K. Wollenberg. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(2):95-102.
- Ashton, P. S., P. Hall, et S. Ashton. 1992. Comparisons of structure among mixed dipterocarp of north-western forests Borneo. *Journal of Ecology* 80(3):459-481.
- Assé, R., et J. P. Lassoie. 2011. Household decision-making in agroforestry parklands of Sudano-Sahelian Mali. *Agroforestry Systems* 82(3):247-261.
- Attum, O., et T. Mahmoud. 2012. Dorcas gazelle and livestock use of trees according to size in a hyper-arid landscape. *Journal of Arid Environments* 76(1):49-53.
- Aubert, P. 2013. Les évolutions de la politique forestière au Maroc : entre réappropriation du modèle forestier français et idéalisation de la tribu. *Revue forestière française* LXV(4):305-316.
- Aubert, P., et M.-R. Saidi. 2008. Le fait associatif à l'épreuve de la dynamique sociale dans la région de Skoura (Moyen Atlas marocain). Pages 141-155 in J. Stoessel-Ritz, M. Blanc, et N. Mathieu, éditeurs. *Développement durable, communautés et sociétés*. EcoPolis, Bruxelles, Bern, Berlin, Frankfurt am Main, New York, Oxford, Wien.
- Aubert, P.-M., M. Leroy, et L. Auclair. 2009. Moroccan Forestry Policies and Local Forestry Management in the High Atlas: A Cross Analysis of Forestry Administration and Local Institutions. *Small-scale Forestry* 8(2):175-191.
- Aubert, P.-M., et M. Sabir. 2013. Du technique au politique et retour : État des lieux et enjeux dans la gestion des forêts au Maroc - Introduction au dossier. *Revue forestière française* LXV(4):295-304.
- Auclair, L. 1996. La sédentarisation des nomades dans le sud tunisien : comportements énergétiques et désertification. *Sécheresse* 7:17-24.

- Auclair, L., P. Baudot, D. Genin, B. Romagny, et R. Simenel. 2011. Patrimony for Resilience : Evidence from the Forest Agdal in the Moroccan High Atlas Mountains. *Ecology and Society* 16(4):24.
- Aumeeruddy-Thomas, Y., C. Therville, C. Lemarchand, A. Lauriac, et F. Richard. 2012. Resilience of Sweet Chestnut and Truffle Holm-Oak Rural Forests in Languedoc-Roussillon, France: Roles of Social-Ecological Legacies, Domestication, and Innovations. *Ecology and Society* 17(2):12.
- Badraoui, M. 2006. Connaissance et utilisation des ressources en sol au Maroc.
- Barrow, E. G. C. 1990. Usufruct Rights to Trees : The Role of Ekwar in Dryland Central Turkana, Kenya. *Human Ecology* 18(2):199.
- Barrow, E., et W. Mlengi. 2003. Trees as key to pastoralist risk management in semi-arid landscapes in Shinyanga, Tanzania and Turkana, Kenya. Page 19 *The International Conference on Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity*. Bonn, Germany.
- Bassett, T. J., C. Blanc-Pamard, et J. Boutrais. 2007. Constructing Locality: The Terroir Approach in West Africa. *Africa* 77(01):104-129.
- Baumann, G. 2009. How to assess rangeland condition in semiarid ecosystems ? The indicative value of vegetation in the High Atlas Mountains, Morocco. Universität zu Köln.
- Bayala, J., R. Kindt, M. Belem, et a. Kalinganire. 2010. Factors affecting the dynamics of tree diversity in agroforestry parklands of cereal and cotton farming systems in Burkina Faso. *New Forests* 41(3):281-296.
- Bayala, J., J. Sanou, Z. Teklehaimanot, a Kalinganire, et S. Ouédraogo. 2014. Parklands for buffering climate risk and sustaining agricultural production in the Sahel of West Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 6:28-34.
- Bayer, W., et A. Waters-Bayer. 1994. Forage alternatives from range and field: pastoral forage management and improvement in the African drylands. Pages 58-78 in I. Scoones, éditeur. *Living with uncertainty*. Intermediate Technology publications Ltd, London, UK.
- Becker, H. S. 2002. *Les ficelles du métier*. Editions La Découverte & Syros, Paris.
- Begossi, A., N. Hanazaki, et J. Y. Tamashiro. 2002. Medicinal plants in the Atlantic forest (Brazil): knowledge, use and conservation. *Human Ecology* 30(3):281-299.
- Behera, B., et S. Engel. 2006. Institutional analysis of evolution of joint forest management in India: A new institutional economics approach. *Forest Policy and Economics* 8(4):350-362.
- Bellakhdar, J. 1997. *La pharmacopée marocaine traditionnelle: Médecine arabe et savoirs populaires*. Ibis Press, Paris.
- Belsky, A. J., R. G. Amundson, J. M. Duxbury, S. J. Riha, et S. M. Mwonga. 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology* 26(3):1005-1024.
- Belsky, A. J., S. M. Mwonga, R. G. Amundson, J. M. Duxbury, et a. R. Ali. 1993a. Comparative Effects of Isolated Trees on Their Undercanopy Environments in High- and Low-Rainfall Savannas. *Journal of Applied Ecology* 30(1):143-155.
- Belsky, A. J., S. M. Mwonga, et J. M. Duxbury. 1993b. Effects of widely spaced trees and livestock grazing on understory environments in tropical savannas. *Agroforestry Systems* 24:1-20.
- Benabid, A. 2000. Flore et écosystème du Maroc.
- BenDavid-Novak, H., et A. P. Schick. 1997. The response of Acacia tree populations on small alluvial fans to changes in the hydrological regime: Southern Negev Desert, Israel. *Catena* 29(3-4):341-351.
- Benz, B. F., J. Cevallos E., F. Santana M., J. Rosales A., et S. Graf M. 2000. Losing knowledge about plant use in the sierra de manantlan biosphere reserve, Mexico. *Economic Botany* 54(2):183-191.
- Benzyane, D. M. 2007. La gestion durable des ressources forestières au Maroc : quelle stratégie ? *forêt*

méditerranéenne XXVIII(1):47-54.

- Bergeret, A. 1996. Les forestiers coloniaux français : une doctrine et des politiques qui n'ont cessé de « rejeter de souche ». Pages 59-74 in R. Waast, Y. Chatelin, et C. Bonneuil, éditeurs. *Les Sciences hors d'Occident au 20ème siècle. 3. Nature et environnement*. ORSTOM éditions, Paris.
- Berkes, F. 2009. Evolution of co-management: role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of environmental management* 90(5):1692-702.
- Berkes, F., J. Colding, et C. Folke. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* 10(5):1251-1262.
- Berkes, F., J. Colding, et C. Folke. 2003. Introduction. Page 393 in F. Berkes, J. Colding, et C. Folke, éditeurs. *Navigating Social-Ecological Systems*. Cambridge University Press, New-York.
- Bernus, E. 1979. L'arbre et le nomade. *Journal d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée* XXVI(2):103-128.
- Bernus, E. 1992. Des arbres et des herbes aux marges du Sahara. *Sahara*.
- Bernus, E. 1994. Le berger touareg et le paysan. À la croisée des parcours. *Pasteurs, éleveurs, cultivateurs*:291-302.
- Berry, S. 1989. Social Institutions and Access to Resources. *Africa: Journal of the International African Institute* 59(1):41.
- Bertrand, A., N. R. Horning, et P. Montagne. 2009. Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables : Histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. *VertigO* 9(Volume 9 Numéro 3).
- Bhattacharya, P., L. Pradhan, et G. Yadav. 2010. Joint forest management in India: Experiences of two decades. *Resources, Conservation and Recycling* 54(8):469-480.
- Blanco, J., D. Genin, et S. M. Carrière. 2015. The influence of Saharan agro-pastoralism on the structure and dynamics of acacia stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213:21-31.
- Blanco, J., L. Pascal, L. Ramon, H. Vandenbroucke, et S. M. Carrière. 2013. Agrobiodiversity performance in contrasting island environments: The case of shifting cultivation in Vanuatu, Pacific. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 174(2013):28-39.
- Bobe, R. 2006. The evolution of arid ecosystems in eastern Africa. *Journal of Arid Environments* 66(3):564-584.
- Bouderbala, N. 1999. Les systèmes de propriété foncière au Maghreb Le cas du Maroc. *Options Méditerranéennes* 36:47-66.
- Boulhol, P. 1952. Législation forestière marocaine. *Revue forestière française* 4(64):232-245.
- Bourdieu, P. 1993. *La misère du monde*. Seuil, Paris.
- Boutefeu, B., et P. Arnould. 2006. Le métier de forestier : entre rationalité et sensibilité. *Environnement, Culture et Société* LVIII(1):61-72.
- Bowie, M., et D. Ward. 2004. Water and nutrient status of the mistletoe *Plicosepalus acaciae* parasitic on isolated Negev Desert populations of *Acacia raddiana* differing in level of mortality. *Journal of Arid Environments* 56(3):487-508.
- Brand, F. S., et K. Jax. 2007. Focusing the meaning(s) of resilience: Resilience as a descriptive concept and a boundary object. *Ecology and Society* 12(1):23.
- Briske, D. D., S. D. Fuhlendorf, et F. E. Smeins. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40:601-614.
- Brossier, J. 1987. Système et système de production Note sur ces concepts. *Cahier des Sciences Humaines* 23(3-4):377-390.

- Bruce, J., L. Fortmann, et C. Nhira. 1993. Tenures in transition, tenures in conflict: examples from the Zimbabwe social forest. *Rural Sociology* 58(4):626-642.
- Bruun, T. B., A. Neergaard, D. Lawrence, et A. D. Ziegler. 2009. Environmental Consequences of the Demise in Swidden Cultivation in Southeast Asia: Carbon Storage and Soil Quality. *Human Ecology* 37(3):375-388.
- Burke, A. 2006. Savanna trees in Namibia—Factors controlling their distribution at the arid end of the spectrum. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 201(3):189-201.
- Byers, B. a., R. N. Cunliffe, et A. T. Hudak. 2001. Linking the conservation of culture and nature: A case study of sacred forests in Zimbabwe. *Human Ecology* 29(2):187-218.
- Carpenter, S. R., et M. G. Turner. 2001. Hares and Tortoises: Interactions of Fast and Slow Variables in Ecosystems. *Ecosystems* 3(6):495-497.
- Carrière, S., et M. Castro Carreno. 2003. Quand les Ntumu lèvent les yeux vers le ciel, des perceptions de la forêt aux utilisations agricoles au Sud-Cameroun. *Journal des africanistes* 73(1):95-110.
- Carrière, S. M. 2002. « Orphan trees of the forest »: why do Ntumu farmers of southern Cameroon protect trees in their swidden fields? *Journal of Ethnobiology* 22(1):133-162.
- Carrière, S. M. 2003. *Les orphelins de la forêt*. Editions de l'IRD, Paris.
- Carrière, S. M., Andrianotahiananahary, Ranaivoarivelo, et Randriamalala. 2005. Savoirs et usages des recrus post-agricoles du pays Betsileo : valorisation d'une biodiversité oubliée à Madagascar. *VertigO* 6(Volume 6 Numéro 1).
- Carrière, S. M., P. Letourmy, et D. B. McKey. 2002. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18(03):375-396.
- Caswell, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *The American Naturalist* 112(983):127-154.
- Chauveau, J. 2013. Les politiques de formalisation des droits « coutumiers » en Afrique sub-saharienne depuis la période coloniale. Page 15 *Foncier & développement*. Nogent-sur-Marne.
- Chebel, M., éditeur. 2013. *Le Coran*. Le livre de poche, Paris.
- Chesson, P., R. L. E. Gebauer, S. Schwinning, N. Huntly, K. Wiegand, M. S. K. Ernest, A. Sher, A. Novoplansky, et J. F. Weltzin. 2004. Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141(2):236-53.
- Cheylan, J.-P., J. Riaux, A. Elgueroua, L. Auclair, B. Romagny, et A. Vassas. 2012. Gestion des ressources, pouvoir et innovations institutionnelles dans la vallée des Ayt Bouguemmez. Pages 525-555 in L. Auclair et M. Alifriqui, éditeurs. *Agdal : patrimoine socio-écologique de l'Atlas marocain*. IRD Editions-ICRAM, Rabat.
- Cinotti, B., et D. Normandin. 2002. Exploitants agricoles et propriété forestière : où est passée la « forêt paysanne » ? *Revue forestière française* LIV(4):304-328.
- Clark, J., B. Beckage, P. Camill, B. Cleveland, J. Hillerislambers, et J. Lichter. 1999. Interpretating recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* 86(1):1-16.
- Cochard, H., et A. Granier. 1999. Fonctionnement hydraulique des arbres forestiers. *Revue forestière française* LI(2):121-134.
- Coe, M., et C. Coe. 1987. Large herbivores, acacia trees and bruchid beetles. *South African Journal of Science* 83(10):624-635.
- Colding, J., T. Elmqvist, et P. Olsson. 2003. Living with disturbance: building resilience in social-ecological systems. Pages 163-185 in F. Berkes, J. Colding, et C. Folke, éditeurs. *Navigating Social-Ecological systems*. Cambridge University Press, New-York.
- Condit, R., R. Sukumar, S. P. Hubbell, et R. B. Foster. 1998. Predicting population trends from size distributions:

- a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152(4):495-509.
- Conroy, C., A. Mishra, et A. Rai. 2002. Learning from self-initiated community forest management in Orissa, India. *Forest Policy and Economics* 4(3):227-237.
- Convention on biological diversity united nations 1992. 1992. .
- Cordier, J.-B. 2010. Impacts écologiques des pratiques d'Agdal sur les peuplements forestiers, et proposition de gestion alternatives. Vallée des Aït Bougmez, Haut Atlas Central, Maroc. AgroParisTech - ENGREF.
- Cote, M., et a. J. Nightingale. 2012. Resilience thinking meets social theory: Situating social change in socio-ecological systems (SES) research. *Progress in Human Geography* 36(4):475-489.
- Cousins, B. 1996. Livestock production and common property struggles in South Africa's agrarian reform. *The Journal of Peasant Studies* 23(2-3):166-208.
- Cumming, G. S., et J. Collier. 2005. Change and Identity in Complex Systems. *Ecology and Society* 10(1):29.
- Dahdouh-Guebas, F., et N. Koedam. 2006. Empirical estimate of the reliability of the use of the Point-Centred Quarter Method (PCQM): Solutions to ambiguous field situations and description of the PCQM+ protocol. *Forest Ecology and Management* 228(1-3):1-18.
- Danthu, P., J. Roussel, et M. Neffati. 2003. La graine et la germination d'Acacia raddiana. Pages 265-284 in M. Grouzis et E. Le Floch, éditeurs. *Un arbre au désert: Acacia raddiana*. IRD Editions, Paris.
- Davic, R. D. 2003a. Linking Keystone Species and Functional Groups : A New Operational Definition of the Keystone Species Concept. *Conservation ecology* 7(1).
- Davic, R. D. 2003b. Epistemology, culture, and keystone species. *Ecology and Society* 9(3):r1.
- Davis, D. 2007. *Les mythes environnementaux de la colonisation française au Maghreb*. 2012^e édition. Champ Vallon.
- Davis, D. K. 2005. Indigenous knowledge and the desertification debate: problematising expert knowledge in North Africa. *Geoforum* 36(4):509-524.
- DeAngelis, D. L., et J. C. Waterhouse. 1987. Equilibrium and nonequilibrium concepts in ecological models. *Ecological Monographs* 57(1):1-21.
- Deans, J. D., O. Diagne, J. Nizinski, D. K. Lindley, M. Seck, K. Ingleby, et R. C. Munro. 2003. Comparative growth, biomass production, nutrient use and soil amelioration by nitrogen-fixing tree species in semi-arid Senegal. *Forest Ecology and Management* 176:253-264.
- Delobel, A., N. Tran, et P. Danthu. 2003. Insectes consommateurs des graines d'Acacia raddiana en Afrique de l'Ouest : les bruches. Pages 285-299 in M. Grouzis et E. Le Floch, éditeurs. *Un arbre au désert: Acacia raddiana*. IRD Editions, Paris.
- Dembélé, F., N. Picard, M. Karembé, et P. Birnbaum. 2006. Tree vegetation patterns along a gradient of human disturbance in the Sahelian area of Mali. *Journal of Arid Environments* 64(2):284-297.
- Denoix, S. 1996. Introduction : Formes juridiques, enjeux sociaux et stratégies foncières. *Revue du monde musulman et de la Méditerranée* 79-80:9-22.
- Derbel, S., Z. Noumi, K. Werner Anton, et M. Chaieb. 2007. Life cycle of the coleopter Bruchidius raddianae and the seed predation of the Acacia tortilis Subsp. raddiana in Tunisia. *Comptes rendus biologies* 330(1):49-54.
- Derruau, M. 2010. *Les formes du relief terrestre*. 8e édition. Armand Colin Editeur, Paris.
- Díaz, S., F. Quétier, D. M. Cáceres, S. F. Trainor, N. Pérez-Harguindeguy, M. S. Bret-Harte, B. Finegan, M. Peña-Claros, et L. Poorter. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(3):895-902.
- Diouf, a., et E. F. Lambin. 2001. Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and

- field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments* 48(2):129-148.
- Diouf, M., et M. F. Zaafour. 2003. Phénologie comparée d'*Acacia raddiana* au nord et au sud du Sahara. Pages 103-118 in M. Grouzis et E. Le Floch, éditeurs. *Un arbre au désert: Acacia raddiana*. IRD Editions, Paris.
- Direction des Eaux et Forêts du Maroc. 1927. Les Forêts du Maroc. *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale* 73:588-592.
- Djossa, B. A., J. Fahr, T. Wiegand, B. E. Ayihouénou, E. K. Kalko, et B. A. Sinsin. 2008. Land use impact on *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaerten. stand structure and distribution patterns: a comparison of Biosphere Reserve of Pendjari in Atacora district in Benin. *Agrofor* 72:205-220.
- Do, F. C., V. a. Goudiaby, O. Gimenez, A. L. Diagne, M. Diouf, A. Rocheteau, et L. E. Akpo. 2005. Environmental influence on canopy phenology in the dry tropics. *Forest Ecology and Management* 215(1-3):319-328.
- Douglas, L. 1993. Nomadism and Desertification in Africa and the Middle East. *GeoJournal* 31(1):51-66.
- Dounias, E. 1993. Dynamique et gestion différentielles du système de production à dominante agricole des Mvae du Sud-Cameroun forestier. Université Montpellier II.
- Dove, M. R. 1995. The theory of social forestry intervention: the state of the art in Asia. *Agroforestry Systems* 30(3):315-340.
- Droppelmann, K. J., et P. R. Berliner. 2000. Biometric relationships and growth of pruned and non-pruned *Acacia saligna* under runoff irrigation in northern Kenya. *Forest Ecology and Management* 126(3):349-359.
- Duraiappah, a. 1998. Poverty and environmental degradation: A review and analysis of the nexus. *World Development* 26(12):2169-2179.
- Ellen, R. 2006. Local knowledge and management of Sago palm (*Metroxylon sagu* Rottboell) diversity in South Central Seram, Maluku, Eastern Indonesia. *Journal of Ethnobiology* 26(2):258-298.
- Ellis, E. C., et N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(8):439-447.
- Ellis, J. E., et D. M. Swift. 1988. Stability of African pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* 41(6):450-459.
- Embaby, H. E., et A. M. Rayan. 2016. Chemical composition and nutritional evaluation of the seeds of *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne ssp. *raddiana*. *Food Chemistry* 200:62-68.
- Escadafal, R. 1989. *Caractérisation de la surface des sols arides par observations de terrain et par télédétection*. Editions d. Paris.
- Everard, D. a., J. J. Midgley, et G. F. van Wyk. 1995. Dynamics of some forests in KwaZulu-Natal, South Africa, based on ordinations and size-class distributions.
- Fagg, C. W., et J. L. Stewart. 1994. The value of *Acacia* and *Prosopis* in arid and semi-arid environments.
- Fairhead, J., et M. Leach. 1996. *Misreading the African landscape*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- FAO. 2013. Manual on taxonomy of *Acacia* species. <http://www.fao.org/docrep/006/Q2934E/Q2934E00.htm#TOC>.
- Felipe-Lucia, M. R., B. Martín-López, S. Lavorel, L. Berraquero-Díaz, J. Escalera-Reyes, et F. a. Comín. 2015. Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *Plos One* 10(7):e0132232.
- Fernandez-Gimenez, M. E. 2000. The role of Mongolian nomadic pastoralists' ecological knowledge in rangeland management. *Ecological Applications* 10(5):1318-1326.
- Fernandez-Gimenez, M. E. 2002. Spatial and Social Boundaries and the Paradox of Pastoral Land Tenure : A Case Study From Postsocialist Mongolia. *Human Ecology* 30(1):49-78.
- Fernandez-Gimenez, M. E., et S. Le Febre. 2006. Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or downward trend?

- Fischer, J., T. a Gardner, E. M. Bennett, P. Balvanera, R. Biggs, S. Carpenter, T. Daw, C. Folke, R. Hill, T. P. Hughes, T. Luthe, M. Maass, M. Meacham, A. V Norström, G. Peterson, C. Queiroz, R. Seppelt, M. Spierenburg, et J. Tenhunen. 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:144-149.
- Fischer, J., T. Hartel, et T. Kuemmerle. 2012. Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5(3):167-175.
- Le Floc'h, E., et M. Grouzis. 2003. Acacia raddiana, un arbre des zones arides à usages multiples. Pages 21-58 in M. Grouzis et E. Le Floc'h, éditeurs. *Un arbre au désert, Acacia raddiana*. Premier édition. IRD Editions, Paris.
- Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Chapin, et J. Rockström. 2010. Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society* 15(4):62-68.
- Fournier, C. 1993. Fonctionnement hydrique de six espèces ligneuses coexistant dans une savane sahélienne (région du Ferlo, Nord-Sénégal). Université de Paris Sud, Centre d'Orsay.
- Fujisaka, S., L. Hurtado, et R. Uribe. 1996. A working classification of slash-and-burn agricultural systems. *Agroforestry Systems* 34(2):151-169.
- De Furst, L. C. 1939. *Etude sur la tribu des Aït Oussa*. (H. Habad, éditeur). Centre d'Etudes et de Recherches « Entreprendre », Assa, Maroc.
- Galal, T. M. 2011. Size structure and dynamics of some woody perennials along elevation gradient in Wadi Gimal, Red Sea coast of Egypt. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206(7):638-645.
- Galeano, G. 2000. Forest use at the pacific coast of chocó, colombia: A quantitative approach. *Economic Botany* 54(3):358-376.
- Garibaldi, A., et N. Turner. 2004. Cultural Keystone Species : Implications for Ecological Conservation and Restoration 9(3).
- Gastellu, J. M. 1980. L'arbre ne cache pas la forêt, ou : usus, fructus et abusus. *L'arbre en Afrique tropicale : la fonction et le signe* 17(3-4):279-282.
- Genin, D., Y. Aumeeruddy-Thomas, G. Balent, et G. Michon. 2010. A framework for characterizing convergence and discrepancy in rural forest management in tropical and temperate environments. Pages 718-723 *Forest Landscapes and Global Change-New Frontiers in Management, Conservation and Restoration. Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference*. Bragança, Portugal.
- Genin, D., Y. Aumeeruddy-Thomas, G. Balent, et R. Nasi. 2013. The Multiple Dimensions of Rural Forests: Lessons from a Comparative Analysis. *Ecology and Society* 18(1):27.
- Genin, D., B. Fouilleron, et L. Kerautret. 2012. Un tempo bien tempéré. Place et rôle des agdals dans les systèmes d'élevage des Ayt Bouguemmez. Pages 411-434 in L. Auclair et M. Alifriqui, éditeurs. *Agdal : patrimoine socio-écologique de l'Atlas marocain*. IRD Editions, Rabat.
- Genin, D., et R. Simenel. 2011. Endogenous Berber Forest Management and the Functional Shaping of Rural Forests in Southern Morocco: Implications for Shared Forest Management Options. *Human Ecology* 39(3):257-269.
- Ghimire, S. K., D. McKey, et Y. Aumeeruddy-Thomas. 2004. Heterogeneity in Ethnoecological Knowledge and Management of Medicinal Plants in the Himalayas of Nepal: Implications for Conservation. *Ecology and Society* 9(3):6.
- Giannini, A., M. Biasutti, et M. M. Verstraete. 2008. A climate model-based review of drought in the Sahel: Desertification, the re-greening and climate change. *Global and Planetary Change* 64(3-4):119-128.
- Gibbes, C., S. Adhikari, L. Rostant, J. Southworth, et Y. Qiu. 2010. Application of object based classification and

- high resolution satellite imagery for Savanna ecosystem analysis. *Remote Sensing* 2(12):2748-2772.
- Gravier, M. 1996. De la tente à la maison de banco, sédentarisation et déforestation : l'exemple du Tagant en Mauritanie. *Sécheresse* 7:195-202.
- Grimaldi d'Esdra, C. 1952. La question forestière au Maroc. *Revue forestière française* 4(9):221-231.
- de Groot, R. S., M. a Wilson, et R. M. . Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3):393-408.
- Grouzis, M. 1984. Restauration des pâturages sahéliens. Synthèse des travaux de reboisement dans la région de Markoye.
- Grouzis, M., et L. Akpo. 2003. Influence d'Acacia raddiana sur la structure et le fonctionnement de la strate herbacée dans le Ferlo sénégalais. Pages 249-262 in M. Grouzis et E. Le Flo'h, éditeurs. *Un arbre au désert, Acacia raddiana*. IRD Editions, Paris.
- Grouzis, M., et E. Le Flo'h. 2003. *Un arbre au désert : Acacia raddiana*. (M. Grouzis et E. Le Flo'h, éditeurs). IRD Editions, Paris.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162:1243-1248.
- Hart, D. M. 1998. The Rgaybat: camel nomads of the Western Sahara. *The Journal of North African Studies* 3(4):28-54.
- HCEFLCD. (s. d.). Forêts marocaines. <http://www.eauxetforets.gov.ma/fr/text.aspx?id=1062&uid=75>.
- HCEFLCD. 2005. *Programme de conservation et de développement des écosystèmes forestiers 2005-2014*. Rabat.
- HCEFLCD. 2007. *Plan d'action du Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification*. Rabat.
- HCEFLCD. 2009. *Bilan des réalisations du programme décennal (2005-2009)*. Rabat.
- HCEFLCD. 2011. Centre de Recherche Forestière. *Connaître pour agir*. Rabat.
- HCEFLCD. 2013. *Le Programme d'Action National de Lutte Contre la Désertification : Actualisation et adaptation aux spécificités zonales*. Rabat.
- HCP. 2004. *Recensement général de la population et de l'habitat*. Rabat.
- Heckenberger, M. J., A. Kuikuro, U. T. Kuikuro, J. C. Russell, M. Schmidt, C. Fausto, et B. Franchetto. 2003. Amazonia 1492: pristine forest or cultural parkland? *Science* 301(5640):1710-4.
- Helldén, U., et C. Tottrup. 2008. Regional desertification: A global synthesis. *Global and Planetary Change* 64(3-4):169-176.
- Heneidy, S. Z. 1996. Palatability and nutritive value of some common plant species from the Aqaba Gulf area of Sinai, Egypt. *Journal of Arid Environments* 34:115-123.
- Hobbs, J. J., K. Krzywinski, G. L. Andersen, M. Talib, R. H. Pierce, et A. E. M. Saadallah. 2014. Acacia trees on the cultural landscapes of the Red Sea Hills. *Biodiversity and Conservation* 23(12):2923-2943.
- Hobbs, J. J., et F. Tsunemi. 2007. Soft sedentarization: Bedouin tourist stations as a response to drought in Egypt's Eastern desert. *Human Ecology* 35(2):209-222.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4(1973):1-23.
- Holmgren, M., P. Stapp, C. R. Dickman, C. Gracia, S. Graham, J. R. Gutiérrez, C. Hice, F. Jaksic, D. a. Kelt, M. Letnic, M. Lima, B. C. López, P. L. Meserve, W. B. Milstead, G. a. Polis, M. A. Previtalli, M. Richter, S. Sabaté, et F. a. Squeo. 2006. Extreme climatic events shape arid and semiarid ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(2):87-95.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S.

- Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, V. J., et D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35.
- Le Houérou, H. N. 1990. Définition et limites bioclimatiques du Sahara. *Sécheresse* 1(4):246-259.
- Le Houérou, H. N. 1996. Climate change, drought and desertification. *Journal of Arid Environments* 34:133-185.
- Le Houérou, H. N. 2002. Man-Made Deserts: Desertization Processes and Threats. *Arid Land Research and Management* 16:1-36.
- Ben Hounet, Y., B. Casciari, B. Dupret, F. Ireton, et A. Wilson. 2011. Pratiques et appropriation foncière en contexte musulman. *Transcontinentales* 10/11(document 7).
- Howe, H. F., et J. Smallwood. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13(1):201-228.
- Illius, A. W., et T. G. O'Connor. 1999. On the relevance of nonequilibrium concepts to arid and semiarid grazing systems. *Ecological Applications* 9(3):798-813.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental Panel on climate change*. (Core Writing Team, R. K. Pachauri, et L. A. Meyer, éditeurs). IPCC, Geneva, Switzerland.
- Ives, C. D., et D. Kendal. 2014. The role of social values in the management of ecological systems. *Journal of Environmental Management* 144:67-72.
- Janzen, D. H. 1980. Janzen Cuándo hay coevolución.pdf.
- Jaouadi, W., L. Hamrouni, M. Hanana, K. Mechergui, G. Gader, et M. Larbi Khouja. 2012a. Dynamique de la régénération d'Acacia tortilis subsp. raddiana dans le parc national de Bou Hedma en Tunisie. *Bois et Forêts des Tropiques* 312(2):9-20.
- Jaouadi, W., L. Hamrouni, et M. Larbi Khouja. 2012b. Phénologie d'Acacia tortilis subsp. raddiana dans le parc national de Bou Hedma en Tunisie, effet du site sur les phénophases de l'espèce. *Bois et Forêts des Tropiques* 312(2):21-29.
- Jeltsch, F., S. J. Milton, W. R. J. Dean, et N. van Rooyen. 1996a. Tree spacing and coexistence in semiarid savannas. *Journal of Ecology* 84(4):583-595.
- Jeltsch, F., S. J. Milton, W. R. J. Dean, et N. van Rooyen. 1996b. Tree spacing and coexistence in semiarid savannas. *Journal of Ecology* 84:583-595.
- El Jihad, M.-D. 2010. Les difficultés de gestion des ressources « naturelles » et de développement dans un anthropisé : l'expérience du Proet Oued Srou (Maroc central). *Noréis* 216(2010/3).
- de Jong, W. 1997. Developing swidden agriculture and the threat of biodiversity loss. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62(2-3):187-197.
- Joumani, A. 2006. *Oued Noun - Sud Maroc. Mythes et réalités*. Editions L'Harmattan, Paris.
- El Kanti, O. 2008. Historique du mouvement de libération national Sahraoui. Pages 28-42 *Sahara Occidental. Une colonie en mutation*. Hors série. L'Harmattan, Paris.
- Karlson, M., H. Reese, et M. Ostwald. 2014. Tree Crown Mapping in Managed Woodlands (Parklands) of Semi-Arid West Africa Using WorldView-2 Imagery and Geographic Object Based Image Analysis. *Sensors* 14(12):22643-22669.
- Kassas, M. 1995. Desertification: a general review. *Journal of Arid Environments* 30(2):115-128.
- Kirkpatrick, M. 1984. Demographic models based on size, not age, for organisms with indeterminate growth. *Ecological Society of America* 65(6):1874-1884.
- Koch, G. W., S. C. Sillett, G. M. Jennings, et S. D. Davis. 2004. The limits to tree height. *Nature* 428(6985):851-854.

- Kristensen, M., et A. M. Lykke. 2003. Informant-Based Valuation of Use and Conservation Preferences of Savanna Trees in Burkina Faso. *Economic Botany* 57:203-217.
- Kumar, S., et S. Kant. 2006. *Organizational Resistance to Participatory Approaches in Public Agencies: An Analysis of Forest Department's Resistance to Community-Based Forest Management*. *International Public Management Journal*.
- Kyalangalilwa, B., J. S. Boatwright, B. H. Daru, O. Maurin, et M. van der Bank. 2013. Phylogenetic position and revised classification of *Acacia* s.l. (Fabaceae: Mimosoideae) in Africa, including new combinations in *Vachellia* and *Senegalia*. *Botanical Journal of the Linnean Society* 172(4):500-523.
- de La Chapelle, F. 1934. *Les Teknas du Sud marocain. Etude géographique, historique et sociologique*. Publications du Comité de l'Afrique française, Paris.
- Ladio, a. H., et M. Lozada. 2009. Human ecology, ethnobotany and traditional practices in rural populations inhabiting the Monte region: Resilience and ecological knowledge. *Journal of Arid Environments* 73(2):222-227.
- Lahav-Ginott, S., R. Kadmon, et M. Gersani. 2001. Evaluating the viability of *Acacia* populations in the Negev Desert: a remote sensing approach. *Biological Conservation* 98(2):127-137.
- Larwanou, M., et M. Saadou. 2005. Biodiversity of ligneous species in semi-arid to arid zones of southwestern Niger according to anthropogenic and natural factors. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(1-2):267-271.
- Lavauden, L. 1941. Les Forêts coloniales de la France (Suite). *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale* 21(241):509-622.
- Lawrence, A., O. L. Phillips, A. R. Ismodes, M. Lopez, S. Rose, D. Wood, et A. J. Farfan. 2005. Local values for harvested forest plants in Madre de Dios, Peru: Towards a more contextualised interpretation of quantitative ethnobotanical data. *Biodiversity and Conservation* 14(1):45-79.
- Lefébure, C. 1986. Ayt Khebbach, impasse sud-est. L'involution d'une tribu marocaine exclue du Sahara. *Revue de l'Occident musulman et de la Méditerranée* 41(1):136-157.
- Lepart, J., P. Marty, et O. Rousset. 2000. Les conceptions normatives du paysage. Le cas des Grands Causses. *Natures Sciences Sociétés* 8(4):16-25.
- Linstädter, a., B. Kemmerling, G. Baumann, et H. Kirscht. 2013. The importance of being reliable – Local ecological knowledge and management of forage plants in a dryland pastoral system (Morocco). *Journal of Arid Environments* 95(2013):30-40.
- de Lucena, R. F. P., E. de Lima Araújo, et U. P. de Albuquerque. 2007. Does the Local Availability of Woody Caatinga Plants (Northeastern Brazil) Explain Their Use Value. *Economic Botany* 61(4):347-361.
- Luoga, E., E. T. F. Witkowski, et K. Balkwill. 2000. Differential utilization and ethnobotany of trees in Kitulughalo forest reserve and surrounding communal lands, eastern Tanzania. *Economic Botany* 54(3):328-343.
- Lykke, a. M., M. K. Kristensen, et S. Ganaba. 2004. Valuation of local use and dynamics of 56 woody species in the Sahel. *Biodiversity and Conservation* 13(10):1961-1990.
- Mahyou, H., B. Tychon, R. Balaghi, J. Mimouni, et R. Paul. 2010. Désertification des parcours arides au Maroc. *Tropicultura* 28(2):107-114.
- Manguet, M. 1990. La désertification: une crise autant socio-économique que climatique. *Sécheresse* 3:187-195.
- Manning, A. D., J. Fischer, et D. B. Lindenmayer. 2006. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. *Biological Conservation* 132:311-321.
- MAP. 2009. *Atlas de l'agriculture marocaine. Document de synthèse*. Rabat.
- Maranz, S., et Z. Wiesman. 2003. Evidence for indigenous selection and distribution of the shea tree, *Vitellaria*

- paradoxa, and its potential significance to prevailing parkland savanna tree patterns in sub-Saharan Africa north of the equator. *Journal of Biogeography* 30:1505-1516.
- Mariaux, A. 1975. Essai de dendroclimatologie en climat sahélien sur *Acacia raddiana*. *Bois et Forêts des Tropiques* 163:27-36.
- Martin, D., et J. Moss. 1997. Age determination of *Acacia tortilis* (Forsk.) Hayne from northern Kenya. *African Journal of Ecology* 35(3):266-277.
- Martin, G. J. 2004. *Ethnobotany. A methods manual*. Earthscan, London, UK.
- Martínez-Ramos, M., et E. R. Alvarez-Buylla. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* 3(10):400-405.
- Matavele, J., et M. Habib. 2000. Ethnobotany in Cabo Delgado, Mozambique: use of medicinal plants. *Environment, Development and Sustainability* 2:227-234.
- Mauss, M. 1925. *Essai sur le don. Forme et raison de l'échange dans les sociétés archaïques*. 2e édition. Presses Universitaires de France, Paris.
- Mayaux, P., E. Bartholome, S. Fritz, et A. Belward. 2004. A New Land Cover Map of Africa for the Year 2000. *Journal of Biogeography* 31(6):861-877.
- McCabe, J. T. 1990. Turkana Pastoralism : A Case Against the Tragedy of the Commons. *Human Ecology* 18(1):81-103.
- MCEF. 1998. *Programme Forestier National - Rapport final*.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. Washington D.C.
- Mertz, O., T. Birch-Thomsen, B. Elberling, S. Rothausen, T. B. Bruun, A. Reenberg, B. Fog, R. M. R. Egsmose, et H. Breuning-Madsen. 2012. Changes in shifting cultivation systems on small Pacific islands. *The Geographical Journal* 178(2):175-187.
- Mertz, O., C. Padoch, J. Fox, R. a. Cramb, S. J. Leisz, N. T. Lam, et T. D. Vien. 2009. Swidden change in Southeast Asia: understanding causes and consequences. *Human Ecology* 37(3):259-264.
- Michon, G. 2015. *Agriculteurs à l'ombre des forêts du monde*. Actes Sud, Paris.
- Michon, G., H. de Foresta, P. Levang, et F. Verdeaux. 2007. Domestic forests : a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecology and Society* 12(2):1.
- Midgley, J. J., et W. J. Bond. 2001. A synthesis of the demography of African Acacias. *Journal of Tropical Ecology* 17(6):871-886.
- Miller, M. F. 1996. Dispersal of *Acacia* seeds by ungulates and ostriches in an African savanna. *Journal of Tropical Ecology* 12(3):345-356.
- Mitchell, K. 2007. Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method.
- Mohsen-Finan, K. 2009. Sahara occidental : divergences profondes autour d'un mode de règlement. *L'année du Maghreb* V.
- Moncrieff, G. R., L. M. Kruger, et J. J. Midgley. 2008. Stem mortality of *Acacia nigrescens* induced by the synergistic effects of elephants and fire in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Tropical Ecology* 24(06):655-662.
- Monteil, V. 1948. *Notes sur les Tekna*. Editions L. Institut des Hautes Etudes Marocaines, Paris.
- Moreau, S. 2002. Les gens de la lisière. La forêt, l'arbre et la construction d'une civilisation paysanne Sud-Betsileo, Madagascar. Université Paris X.
- Mortimore, M. J., et W. M. Adams. 2001. Farmer adaptation, change and « crisis » in the Sahel. *Global Environmental Change* 11(1):49-57.
- Moufaddal, M. 2007. *Les tendances en matière de propriété forestière, de mode de faire-valoir des ressources*

forestières et d'arrangements institutionnels.

- Moufaddal, M. 2008. Décentralisation, territorialité, et durabilité dans la gouvernance des ressources naturelles au Maroc. Page 25 *Workshop on forest governance & decentralization in Africa*. Durban, South Africa.
- Moustakas, A., et D. T. Hristopoulos. 2009. Estimating tree abundance from remotely sensed imagery in semi-arid and arid environments: Bringing small trees to the light. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 23(1):111-118.
- Msanda, F., A. El Aboudi, et J. P. Peltier. 2002. Originalité de la flore et de la végétation de l'Anti-Atlas sud-occidental (Maroc). *Feddes Repertorium* 113:603-615.
- Munzbergova, Z., et D. Ward. 2002. Acacia trees as keystone species in Negev desert ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 13:227-236.
- Nadir, B. 2008. *Domanialité et environnement. Cas des eaux et forêts*. IDGL, Rabat.
- Ndoye, I., M. Gueye, S. K. A. Danso, et B. Dreyfus. 1995. Nitrogen fixation in *Faidherbia albida*, *Acacia raddiana*, *Acacia senegal* and *Acacia seyal* estimated using the ¹⁵N isotope dilution technique. *Plant and Soil* 172:175-180.
- Niamir-Fuller, M. 1998. The resilience of pastoral herding in Sahelian Africa. Pages 250-284 in F. Berkes et C. Folke, éditeurs. *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press.
- Niamir-Fuller, M. 1999. *Managing mobility in african rangelands. The legitimization of transhumance*. (M. Niamir-Fuller, éditeur). FAO and IT publications, London, UK.
- Niamir-Fuller, M. 2000. Managing mobility in African rangelands. Pages 102-131 in N. McCarthy, B. Swallow, M. Kirk, et P. Hazell, éditeurs. *Property Rights, Risk, and Livestock Development in Africa*. IFPRI, ILRI, Washington D.C.
- Noumi, Z., L. Abdallah, B. Touzard, et M. Chaieb. 2012. *Acacia tortilis* (Forssk.) subsp. *raddiana* (Savi) Brenan as a foundation species: a test from the arid zone of Tunisia. *The Rangeland Journal* 34(1):17-25.
- Noumi, Z., et M. Chaieb. 2012. Dynamics of *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan in arid zones of Tunisia. *Acta Botanica Gallica* 159(1):121-126.
- Noumi, Z., S. Ouled Dhaou, F. Abdallah, B. Touzard, et M. Chaieb. 2010a. *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* in the North African arid zone: the obstacles to natural regeneration. *Acta Botanica Gallica* 157(2):231-240.
- Noumi, Z., B. Touzard, R. Michalet, et M. Chaieb. 2010b. The effects of browsing on the structure of *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne ssp. *raddiana* (Savi) Brenan along a gradient of water availability in arid zones of Tunisia. *Journal of Arid Environments* 74(6):625-631.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert Ecosystems: Environment and Producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4(1973):25-51.
- O'Brien, S. T., S. P. Hubbell, P. Spiro, R. Condit, et R. B. Foster. 1995. Diameter, Height, Crown, and Age Relationship in Eight Neotropical Tree Species. *Ecology* 76(6):1926.
- Oba, G., N. C. Stenseth, et W. J. Lusigi. 2000. New Perspectives on Sustainable Grazing Management in Arid Zones of Sub-Saharan Africa. *BioScience* 50(1):35.
- Obiri, J., M. Lawes, et M. Mukolwe. 2002. The dynamics and sustainable use of high-value tree species of the coastal Pondoland forests of the Eastern Cape Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 166(1-3):131-148.
- Ohmagari, K., et F. Berkes. 1997. Transmission of Indigenous Knowledge and Bush Skills Among the Western James Bay Cree Women of Subarctic Canada. *Human Ecology* 25(2):6-25.
- Omar Yara, A. 2008. Les frictions d'un option socialiste au Sahara Occidental. Pages 71-94 *Sahara Occidental. Une colonie en mutation*. Hors série. L'Harmattan, Paris.

- Orlove, B. S. 1980. Ecological Anthropology. *Annual Review of Anthropology* 9:235-273.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, New-York.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science (New York, N.Y.)* 325(5939):419-22.
- Ould Fadily, M. 1992. Contribution à l'étude phytoécologique, biogéographique et forestière des peuplements à *Acacia* (*A. raddiana*, *A. ehrenbergiana*) et à *Balanites aegyptiaca* dans le Dra (Maroc). ENFI de Salé.
- Ozenda, P. 1991. *Flore et végétation du Sahara*. Troisième . CNRS Editions, Paris.
- Paine, R. T. 1969. The Pisaster-Tegula Interaction: Prey Patches, Predator Food Preference, and Intertidal Community Structure. *Ecology* 50(6):950-961.
- Pélissier, P. 1980. L'arbre en Afrique tropicale. La fonction et le signe. *L'arbre en Afrique tropicale : la fonction et le signe* 17(3-4):127-130.
- Petit, S. 2003. Parklands with fodder trees: A Fulbe response to environmental and social changes. *Applied Geography* 23:205-225.
- Pfund, J.-L., J. D. Watts, M. Boissière, A. Boucard, R. M. Bullock, A. Ekadinata, S. Dewi, L. Feintrenie, P. Levang, S. Rantala, D. Sheil, T. C. H. Sunderland, et Z. L. Urech. 2011. Understanding and integrating local perceptions of trees and forests into incentives for sustainable landscape management. *Environmental management* 48(2):334-49.
- Phillips, O., et A. H. Gentry. 1993. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. *Economic Botany* 47(1):15-32.
- Pinedo-Vasquez, M., D. Zarin, P. Jipp, et C.-I. Jomber. 1990. Use-values of tree species in a Communal Forest Reserve in Northeast Peru. *Conservation Biology* 4(4):405-416.
- Plan de développement communal. Commune de Fask. 2012. .
- Platten, S., et T. Henfrey. 2009. The Cultural Keystone Concept: Insights from Ecological Anthropology. *Human Ecology* 37(4):491-500.
- Pletsch, A. 1977. Eléments traditionnels et évolution récente dans l'oasis du Dra (Maroc). *Méditerranée* 29(2):35-43.
- Plieninger, T. 2007. Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parklands. *Journal for Nature Conservation* 15(1):1-9.
- Posey, D. A., J. Frechione, J. Eddins, L. Francelino, D. A. Silva, D. Myers, D. Case, et P. Macbeath. 1984. Ethnoecology as Applied Anthropology in Amazonian Development. *Human Organization* 43(2):95-107.
- Poudyal, M. 2011. Chiefs and Trees: Tenures and Incentives in the Management and Use of Two Multipurpose Tree Species in Agroforestry Parklands in Northern Ghana. *Society & Natural Resources* 24(10):1063-1077.
- Pretzsch, J. 2005. Forest Related Rural Livelihood Strategies in National and Global Development. *Forests, Trees and Livelihoods* 15(January 2015):115-127.
- Quinlan, M. B., et R. J. Quinlan. 2007. Modernization and medicinal plant knowledge in a Caribbean horticultural village. *Medical Anthropology quarterly* 21(2):169-192.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raghu, S., C. E. M. Nano, et C. R. Pavey. 2013. A demographic framework for the adaptive management of the endangered arid-zone tree species *Acacia peuce*. *Australian Journal of Botany* 61(2):89-101.
- Reed, M. S., A. J. Dougill, et M. J. Taylor. 2007. Integrating local and scientific knowledge for adaptation to land degradation: Kalahari rangeland management options. *Land Degradation and Development*

- 18(January):249-268.
- Reid, R. S., et J. E. Ellis. 1995. Impacts of pastoralists on woodlands in South Turkana, Kenya: Livestock-mediated tree recruitment. *Ecological Applications* 5(4):978-992.
- Reyes, T., R. Quiroz, et S. Msikula. 2005. Socio-economic comparison between traditional and improved cultivation methods in agroforestry systems, East Usambara Mountains, Tanzania. *Environmental management* 36(5):682-90.
- Reynolds, J. F., D. M. S. Smith, E. F. Lambin, B. L. Turner, M. Mortimore, S. P. J. Batterbury, T. E. Downing, H. Dowlatabadi, R. J. Fernández, J. E. Herrick, E. Huber-Sannwald, H. Jiang, R. Leemans, T. Lynam, F. T. Maestre, M. Ayarza, et B. Walker. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316(5826):847-51.
- Ribot, J. C., A. Agrawal, et A. M. Larson. 2006. Recentralizing While Decentralizing: How National Governments Reappropriate Forest Resources. *World Development* 34(11):1864-1886.
- Riché, P. 2008. L'exploitation des ressources naturelles du Sahara occidental. Pages 105-114 *Sahara Occidental. Une colonie en mutation*. Hors série. L'Harmattan, Paris.
- Rives, F. 2013. *Le concept de service écosystémique en écologie : émergence, utilisations, portée et controverses*. Montpellier.
- Rognon, P. 1994. *Biographie d'un désert*. Editions L'Harmattan.
- Rohner, C., et D. Ward. 1999. Large Mammalian Herbivores and the Conservation of Arid Acacia Stands in the Middle East. *Conservation Biology* 13(5):1162-1171.
- Le Roy, E., A. Karsenty, et A. Bertrand. 1996. *La sécurisation foncière en Afrique*. Editions Karthala, Paris.
- Royaume du Maroc. 1916. Dahir portant règlement spécial sur la délimitation du domaine de l'Etat. Pages 1-3. B.O. 10 janvier 1916.
- Royaume du Maroc. 1917. Dahir sur la conservation et l'exploitation forestière. Pages 1-21.
- Royaume du Maroc. 1925. Dahir sur la protection et la délimitation des forêts d'arganiers. Pages 1-5. Maroc.
- Royaume du Maroc. 2010. *Schéma régional d'aménagement du territoire de la région de Guelmim-Es Smara*. Rabat.
- Royaume du Maroc. 2012. *Schéma régional d'aménagement du territoire (SRAT) de la région de Guelmim-Es Smara: Plan d'Action Intégré (PARI)*. Rabat.
- Ruiz-Mallén, I., et E. Corbera. 2013. Community-Based Conservation and Traditional Ecological Knowledge: Implications for Social-Ecological Resilience. *Ecology and Society* 18(4):12.
- Sahraoui, B., L. Ait Mohand, et B. Echaib. 1996. Evolution spatio-temporelle des peuplements d'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne raddiana (Savi) Brenan dans les monts Ougarta (Sahara nord-occidental). *Sécheresse* 7(3):173-178.
- Salzman, P. C. 2002. Pastoral Nomads: Some General Observations Based on Research in Iran. *Journal of Anthropological Research* 58(2):245-264.
- de Sardan, J. O. 1995. La politique du terrain. Sur la production des données en anthropologie. *Enquête* 1:1-25.
- Schilling, J., K. P. Freier, E. Hertig, et J. Scheffran. 2012. Climate change, vulnerability and adaptation in North Africa with focus on Morocco. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156:12-26.
- Schlager, E., et E. Ostrom. 1992. Property-Rights Regimes and Natural Resources : A Conceptual Analysis. *Land Economics* 68(3):249-262.
- Schmook, B. 2010. Shifting maize cultivation and secondary vegetation in the Southern Yucatán: successional forest impacts of temporal intensification. *Regional Environmental Change* 10(3):233-246.
- Scholes, R. J., et S. R. Archer. 1997. Tree-Grass Interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and*

Systematics 28(1):517-544.

- Scogings, P., et M. Macanda. 2005. Acacia karroo responses to early dormant season defoliation and debarking by goats in a semi-arid subtropical savanna. *Plant Ecology* 179(2):193-206.
- Scoones, I. 1994a. New directions in pastoral development in Africa. Pages 1-36 in I. Scoones, éditeur. *Living with uncertainty*. Intermediate Technology publications, London, UK.
- Scoones, I. 1994b. *Living with uncertainty. New directions in pastoral development in Africa*. (I. Scoones, éditeur). Intermediate Technology publications Ltd, London, UK.
- Selman, P., et M. Knight. 2006. On the nature of virtuous change in cultural landscapes: Exploring sustainability through qualitative models. *Landscape Research* 31(3):295-307.
- Sher, a. a., K. Wiegand, et D. Ward. 2010. Do Acacia and Tamarix trees compete for water in the Negev desert? *Journal of Arid Environments* 74(3):338-343.
- Shrestha, M. K., W. D. Stock, D. Ward, et A. Golan-goldhirsh. 2003. Water status of isolated Negev desert populations of Acacia raddiana with different mortality levels. *Plant Ecology* 168:297-307.
- Sidiyene, E. A. 1996. *Des arbres et des arbustes spontanés de l'Adrar des Iforas*. ORSTOM / CIRAD, Bondy.
- Simenel, R. 2010. *L'origine est aux frontières. Les Ait Ba'amran, un exil en terre d'arganiers (Sud Maroc)*. CNRS Editions, Paris.
- Sinclair, a. R. E., et J. M. Fryxell. 1985. The Sahel of Africa: ecology of a disaster. *Canadian Journal of Zoology* 63(5):987-994.
- Sinclair, A. 1995. Equilibria in plant-herbivore interactions. Pages 91-113 in A. Sinclair et P. Arcese, éditeurs. *Serengeti II: Dynamics, Management, and Conservation of an Ecosystem*. Chicago University Press, Chicago.
- Smit, B., et J. Wandel. 2006. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change* 16(3):282-292.
- Smith, J. J., et S. P. Borgatti. 1997. Saliency Counts And So Does Accuracy: Correcting and Updating a Measure for Free-List-Item Saliency. *Journal of Linguistic Anthropology* 7(2):208-209.
- Smouts, M.-C. 2001. *Forêts tropicales jungles internationales : les revers d'une écopolitique mondiale*. Presses de Sciences Po, Paris.
- Sop, T. K., J. Oldeland, U. Schmiedel, I. Ouedraogo, et a. Thiombiano. 2011. Population structure of three woody species in four ethnic domains of the sub-sahel of Burkina Faso. *Land Degradation and Development* 22(6):519-529.
- Soulaimani, A., C. Le Corre, et R. Farazdaq. 1997. Déformation hercynienne et relation socle/couverture dans le domaine du Bas-Drâa (Anti-Atlas occidental, Maroc). *Journal of African Earth Sciences* 24(3):271-284.
- Stave, J., G. Oba, I. Nordal, et N. C. Stenseth. 2007. Traditional Ecological Knowledge of a Riverine Forest in Turkana, Kenya: Implications for Research and Management. *Biodiversity and Conservation* 16(5):1471-1489.
- Stavi, I., M. Silver, et Y. Avni. 2014. Latitude, basin size, and microhabitat effects on the viability of Acacia trees in the Negev and Arava, Israel. *Catena* 114:149-156.
- Stone, G. N., N. E. Raine, M. Prescott, et P. G. Willmer. 2003. Pollination ecology of acacias (Fabaceae, Mimosoideae). *Australian Systematic Botany* 16(1):103-118.
- Sullivan, S., et R. Rohde. 2002. On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing systems. *Journal of Biogeography* 29:1595-1618.
- Tahraoui, a, J. El-Hilaly, Z. H. Israili, et B. Lyoussi. 2007. Ethnopharmacological survey of plants used in the traditional treatment of hypertension and diabetes in south-eastern Morocco (Errachidia province). *Journal of ethnopharmacology* 110(1):105-117.

- Thomas, E., I. Vandebroek, et P. Van Damme. 2009. Valuation of Forests and Plant Species in Indigenous Territory and National Park Isiboro-Sécure, Bolivia. *Economic Botany* 63(3):229-241.
- Thoms, C. a. 2008. Community control of resources and the challenge of improving local livelihoods: A critical examination of community forestry in Nepal. *Geoforum* 39(3):1452-1465.
- Tiffen, M., et M. Mortimore. 2002. Questioning desertification in dryland sub-Saharan Africa. *Natural Resources Forum* 26(3):218-233.
- Du Toit, J. T. 1990. Giraffe feeding on Acacia flowers: predation or pollination? *African Journal of Ecology* 28(1):63-68.
- La Torre-cuadros, M. de L. A., et G. A. Islebe. 2003. Traditional ecological knowledge and use of vegetation in southeastern Mexico: a case study from Solferino, Quitana Roo. *Biodiversity and Conservation* 12:2455-2476.
- Toutain, G. 1977. Origine, évolution et crise de l'agriculture saharienne - La vallée du Drâa. Université Paris I.
- Tucker, C. J., H. E. Dregne, et W. W. Newcomb. 1991. Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. *Science* 253(5017):299-301.
- Turner, M. D. 1999a. Conflict, Environmental Change, and Social Institutions in Dryland Africa: Limitations of the Community Resource Management Approach. *Society & Natural Resources* 12(January 2015):643-657.
- Turner, M. D. 1999b. The role of social networks, indefinite boundaries and political bargaining in maintaining the ecological and economic resilience of the transhumance systems of Sudano-Sahelian West Africa. Pages 97-123 in M. Niamir-Fuller, éditeur. *Managing mobility in african rangelands. The legitimization of transhumance*. FAO and IT publications, London, UK.
- Turner, N. J. 1988. « The Importance of a Rose »: Evaluating the Cultural Significance of Plants in Thompson and Lillooet Interior Salish. *American Anthropologist* 90(2):272-290.
- Tybirk, K. 1989. Flowering , pollination and seed production of Acacia nilotica. *Nordic Journal of Botany* 9(4):375-382.
- UNCCD. 1994. United Nations Convention to Combat Desertification, Elaboration of an International Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. United Nations.
- Vallejo, R., et J. Aronson. 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. *Restoration ecology. The new frontier*(1999):193-207.
- Vassal, J. 1998. Les acacias au Sénégal: taxonomie, écologie, principaux intérêts. Pages 15-33 in C. Campa, C. Grignon, M. Gueye, et S. Hamon, éditeurs. *L'acacia au Sénégal*. ORSTOM éditions, Paris.
- Vermeulen, C., et S. M. Carrière. 2001. Stratégies de gestion des ressources naturelles fondées sur les maîtrises foncières coutumières. Pages 109-144 in W. Delvingt, éditeur. *La forêt des hommes: terroirs villageois en forêt tropicale africaine*. Presses Agronomiques de Gembloux A.S.B.L, Gembloux, Belgique.
- Verstraete, M. M., A. B. Brink, R. J. Scholes, M. Beniston, et M. Stafford Smith. 2008. Climate change and desertification: Where do we stand, where should we go? *Global and Planetary Change* 64(3-4):105-110.
- Volpato, G., et R. K. Puri. 2014. Dormancy and Revitalization: The fate of ethnobotanical knowledge of camel forage among Sahrawi nomads and refugees of Western Sahara. *Ethnobotany Research & Applications* 12(June):183-210.
- Volpato, G., et A. Waldstein. 2014. Eghindi among Sahrawi refugees of Western Sahara. *Medical Anthropology* 33:37-41.
- Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, et A. Kinzig. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and Society* 9(2):5.
- Walker, B., et J. A. Meyers. 2004. Thresholds in Ecological and Social-Ecological Systems: a Developing

Database. *Ecology and Society* 9(2):3.

- Ward, D., et C. Rohner. 1997. Anthropogenic causes of high mortality and low recruitment in three Acacia tree taxa in the Negev desert, Israel. *Biodiversity and Conservation* 6:877-893.
- Warde, W., et J. W. Petranka. 1981. A correction factor table for missing Point-Center Quarter data. *Ecological Society of America* 62(2):491-494.
- Watrin, J., A.-M. Lézine, et C. Hély. 2009. Plant migration and plant communities at the time of the « green Sahara ». *Comptes Rendus Geoscience* 341(8-9):656-670.
- Wesuls, D., et H. Lang. 2010. Perceptions and Measurements: The Assessment of Pasture States in a Semi-Arid Area of Namibia. *Human Ecology* 38(2):305-312.
- Wiegand, K., F. Jeltsch, et D. Ward. 1999. Analysis of the population dynamics of Acacia trees in the Negev desert, Israel with a spatially-explicit computer simulation model. *Ecological Modelling* 117(2-3):203-224.
- Wiegand, K., F. Jeltsch, et D. Ward. 2004. Minimum recruitment frequency in plants with episodic recruitment. *Oecologia* 141(2):363-72.
- Wiegand, K., D. Ward, H. H. Thulke, et F. Jeltsch. 2000. From snapshot information to long-term population dynamics of Acacias by a simulation model. *Plant Ecology* 150:97-114.
- Wiersum, K. F. 1997. Indigenous exploitation and management of tropical forest resources: an evolutionary continuum in forest-people interactions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63(1):1-16.
- World Bank. 1999. Drylands, poverty and Developpement. Page 2008 in E. E. Esikuri, éditeur. *Proceedings of the June 15 and 16, 1999 World Bank Round Table*. Washington D.C.
- Yassin, M., T. Mandouri, A. Oudadda, M. El Ouardi, M. S. Taleb, A. Aafi, M. Bellaka, M. Maghnojj, S. Hanane, A. Ramdane, M. Benidir, M. Hammoudou, et K. Belayachi. 2005. *Deuxième rapport de surveillance de l'observatoire ROSELT/OSS de l'Oued Mird*. Rabat-Agdal.
- Yohe, G., et R. S. J. Tol. 2002. Indicators for social and economic coping capacity—moving toward a working definition of adaptive capacity. *Global Environmental Change* 12(1):25-40.
- Zerboni, A., I. Massamba N'Siala, S. Biagetti, et S. di Lernia. 2013. Burning without slashing. Cultural and environmental implications of a traditional charcoal making technology in the central Sahara. *Journal of Arid Environments* 98:126-131.

Annexes

Annexe 1

Title: Sharing local ecological knowledge as a human adaptation strategy to arid environments: evidence from an ethnobotany survey in Morocco.

Authors: Julien BLANCO ^{a,1}, Stéphanie M. CARRIERE ^a

^a IRD, UMR-220 GRED, 911, Av. Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier Cedex 5, France, julien.blanco@ird.fr, stephanie.carriere@ird.fr

¹ *Corresponding author*: Phone: (33) 4 67 63 69 82; Fax: (33) 4 67 63 87 78

Abstract

In order to cope with uncertainty, human populations living in drylands have developed social-risk management strategies (SRMS) and own extended ecological knowledge (LEK), which contributes to their resilience and adaptive capacity. The aim of this study was to address LEK distribution and variability and to discuss LEK adaptation to drylands. Through ethnobotanical interviews and vegetation surveys in a Saharan Moroccan village, we tested the hypothesis that LEK is shaped by plant apparency and by SRMS. Out of 164 plants, 68 were useful for 126 distinct uses. Plant cultural value obtained from free-lists was positively correlated with plant use value. Plant apparency was positively correlated with plant cultural value, which corroborated the ecological apparency hypothesis. No effect of age or gender on LEK was observed. In contrast, permanently-settled people had a lower level of knowledge than former nomads. The relative intracultural homogeneity of LEK suggests a reciprocal exchange network system strategy at the village scale, which may contribute to human adaptation and resilience to arid environments and to global changes. Nevertheless, LEK seemed interlocked with subsistence activities and with a mobile lifestyle. Conserving this lifestyle may thus be crucial for people's resilience in a context of an uncertain future.

Keywords

Local ecological knowledge, quantitative ethnobotany, cultural value, social risk-management strategy, plant use, Morocco.

1. Introduction

Living and sustaining a livelihood in drylands (i.e dry subhumid, semiarid, arid, and hyper-arid terrestrial regions) is challenging for human populations. Drylands are highly stochastic environments characterised by harsh conditions, including scarce and unpredictable precipitation, high temperature, low soil fertility, sparse human settlements and remoteness (Reynolds et al., 2007). Under these conditions, human populations have developed adaptation strategies to manage risk and uncertainty, especially with regard to their pastoral activities. Among other examples, herd mobility is acknowledged as an adaptation to unpredictable resources (Niamir-Fuller, 1999) and herds' species diversification enables the optimal exploitation of the scarce vegetation (Coppock et al., 1986). These risk-management strategies imply both individual actions and cooperative local practices, embedded in global systems of social risk-management strategy (SRMS, Moritz et al., 2011). Such systems allow herders to collectively manage risk through specific social institutions, which contributes to collective and individual resilience. Three kinds of SRMS, aiming at enabling herds to recover after a crisis (such as severe droughts or diseases), are commonly distinguished. Firstly, in reciprocal exchange networks systems, pastoralists exchange, loan or give livestock, in order to reconstitute their herds. Secondly, in patron-client relationship systems, the reconstitution of herds involves the employment of impoverished herders as shepherds by wealthy ones. Finally, in some pastoral societies, SRMS are not institutionalised and support is circumscribed within a given group sphere (Moritz et al., 2011). The system of SRMS therefore regulates the circulation and the distribution of livestock between herders and contributes to the sustainability of the activity at society scale.

In complement to SRMS, herders have extended local ecological knowledge (LEK) of rangeland ecology. LEK, understood as “a cumulative body of knowledge, practice, and belief, evolving by adaptive processes and handed down through generations by cultural transmission, about the relationship of living beings (including humans) with one another and with their environment” (Berkes et al., 2000), contributes to people's resilience. The term ‘resilience’ is understood here as the capacity of human groups or individuals to cope with the disruption of their livelihoods and with a loss of security as a result of the impacts of social, economic or ecological changes (Adger, 2000). For drylands pastoralists, LEK notably enables a heavy sustained use of forage resources (Davis, 2005) and is furthermore associated with complementary subsistence activities and practices, such as tree tending (Andersen et al., 2014) or wild plant use (Ladio and Lozada, 2009). According to a broad range of factors, LEK is neither homogeneous nor static. Firstly, LEK depends on the plant material, as plants are not evenly used according to their characteristics (Phillips and Gentry, 1993a) or are not evenly available to people (de Lucena et al., 2012). Secondly, there is an intercultural variability of LEK, related to heterogeneity between cultural groups in terms of cultural preferences, activities, views of the world or socio-economic and environmental conditions (Berkes et al., 2000). Finally, there is an intracultural variability of LEK depending on age, gender, occupation, or on individual strategies and interests (Lawrence et al., 2005; Quinlan and Quinlan, 2007). Because LEK is not evenly distributed and is generally limited to small size groups, it increases the probability of losing knowledge through cultural oscillation (Begossi et al., 2002). Furthermore, LEK heterogeneity may constitute a sign of LEK erosion due to local societies' acculturation (*e.g.* Benz et al., 2000). Therefore, the intra- and intercultural heterogeneity in LEK systems contributes to their overall fragility and to people's vulnerability to changes, as LEK is linked with their socio-ecological resilience and adaptive capacity (Ruiz-Mallén and Corbera, 2013).

Considering the diverse strategies of societies in drylands to adapt their lifestyle and activities to environmental constraints (Niamir-Fuller, 1999), LEK systems may be somehow adapted to these constraints, which may influence LEK resilience in drylands. In this study, we propose to test this assumption by focusing on two aspects. On the one hand, the vegetation in drylands is characterized by general paucity and variability, and people have developed an opportunistic strategy in the exploitation of this resource (Salzman, 2002). In this context, we tested the hypothesis that the

variability of use and knowledge on plants may be influenced by the availability of plants for human exploitation. This hypothesis is broadly known in the ethnobotanical research field as the Ecological Apparency Hypothesis (EAH), which assumes that people preferentially use and know plants that are more easily accessible (de Lucena et al., 2012). On the other hand, we tested the hypothesis that LEK systems are shaped by similar SRMS to those observed in pastoral activities. Transposing these strategies for LEK may lead to contrasted LEK distribution between people. The exchange networks strategy would imply that LEK is evenly shared among people via extensive circulation between social groups, genders, ages and so on. Under this assumption, LEK distribution between people may tend to be homogenous. On the other hand, the patron-client relationship strategy would imply a discrepancy between “wealthy” or knowledgeable people and the “poor” or less knowledgeable. This strategy may lead to a concentration of LEK within a specific group. Finally, the non-institutionalised SRMS strategy may lead to a gradient of knowledge between groups and heterogeneity according to socio-economic factors. Our main objectives were thus (1) to identify the useful plants and to assess their abundance in order to test the EAH, and (2) to quantify the intracultural variability of LEK in order to reveal what kind of SRMS are shaping LEK. We focused our investigations on a single village located in south-western Morocco in the sub-Saharan area, in order to limit intercultural variation. This work provides a basis for discussion on the adaptation of LEK systems to drylands and their vulnerability in the face of changes in society.

2. Materials and methods

2.1 STUDY SITE

This study was a part of a broader PhD research study on the local management of the Saharan acacia woodlands and their conservation. Within the scope of this research, the first author spent a total of 170 days in two Saharan villages between January 2013 and August 2014. Apart from the ethnobotanical study presented in this paper, several observations made by the first author during his fieldwork were used here, especially in order to complete the study site presentation in a region where academic studies and literature are lacking, and to enrich the discussion of the results. This study was carried out in the village of Taidalt, in south-western Morocco, at the border between the Anti-Atlas Mountains and the Sahara desert (Figure 1). With mean annual rainfall of 112 mm and average temperature of 19.6°C, the climate is arid with mild winters due the proximity of the Atlantic Ocean. Vegetation is characteristic of the Saharan biomes, with *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* (Savi) Brenan (Leguminosae) as the dominant tree species and *Hammada scoparia* (Pomel) Iljin as the dominant shrub, locally associated with *Panicum turgidum* Forssk. in sandy riverbeds, *Convolvulus trabutianus* Schweinf. & Muschler in terrace and *Ziziphus lotus* (L.) Lam in the plain (Msanda et al., 2002).

Taidalt village has about 398 inhabitants in 73 housing units (according to the Communal Development Plan) and is the traditional centre of the tribe *Ouled Bouachra*. The tribe is part of the tribal league *Aït Noss*, which also includes the tribes of *Aït Zikri* (village of El Borj – 15 km south of Taidalt), *Aït Brahim* (villages of Taghjicht and Targuameit – 50 km north-east of Taidalt) and *Aït Bou'ou* (village of Tiglit – 60 km south-west of Taidalt).

Traditionally, people in this area were semi-nomadic herders living in tents. Villages and houses served as storage for families' grain and wealth and as meeting points for social events. Villages were built close to a spring and were also planted with date palm trees. The four tribes belonging to the tribal league *Aït Noss* share the same territory (Joumani, 2006). Most of this territory was an open-access rangeland for virtually all neighbouring Saharan tribes, according to “the “usufruct” principle of mutual non-destructive use of resources” (Andersen et al., 2014). In addition, the *Aït Noss* cultivated grains (barley, maize and wheat) in areas occasionally flooded by unpredictable and stochastic rainfalls. Cultivation in this area did not necessarily occur every year, nor did it affect the same areas because of the high inter-annual variability of the rainfall: farmers decided whether to

cultivate depending on the timing (a flood event must occur between September and March) and the extent of floods (Blanco et al., in press). The main area for grain cultivation was the plain adjacent to Taidalt, which was subdivided between the four tribes. In the same way, the village of Taghjicht constituted the main oasis, and every tribe owned some date palm trees there. This common management of the territory and its resources and the open-access principle of the rangeland are still in force today, so Taidalt inhabitants only constitute one of the user groups of the territory.

In the middle of the 20th century, sedentarization started to occur in this region, resulting in the abandonment of pastoral activities by new settlers. During the fieldwork, people cited several reasons for this sedentarization, including schools, modern amenities (running water, electricity) and the loss of cattle after drought. Settled families in the village still continue to cultivate cereals during favourable years and own between five and 15 goats and/or sheep at home for domestic needs. Wage-earning jobs then became a complementary, or even the main, source of income for settled families.

In this context of on-going livelihood modernization, vegetation still constitutes a useful resource for the community. Firstly, vegetation still represents a forage resource for domestic small herds and for semi-nomadic herders. While in most houses and tents, cooking is done with gas, firewood and charcoal extracted for woody plants are still used for some specific preparations (*e.g.* bread and tea). Plants also ensure various everyday life needs, notably for traditional medicines, aromatic uses, goatskin tanning, fences around irrigated gardens and tent camps, etc. The use of plants is allowed both for members of *Ait Noss* and for herders from other tribes who browse their cattle on the territory. No extensive commercial exploitation of plants was observed during the fieldwork, even if surpluses may be sold, especially in the case of medicinal plants. As vegetation growth and abundance are highly variable in relation with rainfall, no clearly defined patterns of exploitation were identified during the year. Rather, plant exploitation was shaped by opportunistic behaviour, specific to nomad societies (Salzman, 2002).

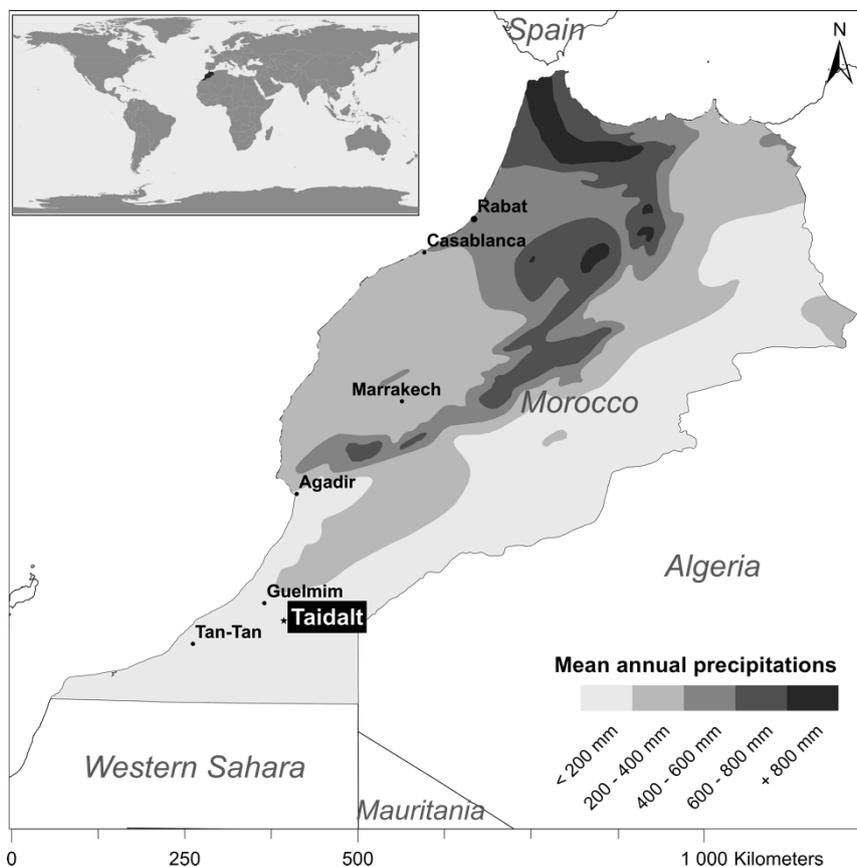


Figure 1: Study site location: Taidalt village, province of Guelmim, Morocco.

2.2 DATA COLLECTION METHODOLOGY

2.2.1 Preliminary plant survey and investigations

A preliminary phase consisted in the introduction of the first author into the village during a three-week stay in June 2013. A local assistant was employed and trained to introduce the researcher and the purpose of the study to the villagers and to act as translator. The local language is *Darija*, the Moroccan dialect, mixed in this sub-Saharan area with *Hassanya*, the language spoken by Sahrawi people. The French speaking first author previously learned the basics of this language, which enabled spontaneous discussion with villagers. But for more formal exercises, such as structured and semi-structured interviews, the local assistant acted as interpreter. Pre-interviews were conducted to define an appropriate method to survey plant uses and knowledge. For instance, ethnobotanical transects or “walks-in-the-wood”, common and effective methods in the tropics (*e.g.* Giday et al., 2009), were challenged here by the specificity of the area (including the absence of most plants during this period of drought, the scarcity of vegetation and the difficulty of finding volunteers to spend hours in the desert). Interviews in the village were finally found to better suit the local context.

A survey of plant names through informal interviews with villagers was undertaken, and a total of two weeks were dedicated to botanical exploration of the village territory with three local informants and two shepherds. During this exploration, 82 specimens were collected for botanical identification and local names were obtained from informants. These names were then used in the semi-structured interview presented in section 2.2.2.

2.2.2 Interviews

Interviews were conducted in August 2013 with 37 informants who represented a range of socio-economic attributes (Appendix A). We addressed the intracultural variability of LEK through age and gender – two parameters that usually shape LEK distribution (*e.g.* Benz et al., 2000; de Albuquerque et al., 2011). The selection of informants was thus based on these two criteria; our final sample was composed of 19 males and 18 females aged between 20 and 90 and were classified in four age classes in order to proceed to statistical analysis (Table 1). The size of the sample was challenged by several constraints. Firstly, the study occurred during a dry year, when a lot of sedentary people, in the absence of agro-pastoral activities, went to urban centres to look for temporary jobs – such mobility is related with the opportunistic behaviour of people in arid environments and constitutes an adaptation strategy to drought (Salzman, 2002; Scoones, 1994). Secondly, some inhabitants refused to contribute to the study, for various reasons. It was for instance particularly difficult to have access to women, because the researcher and assistant were both men. An opportunistic sample frame was therefore chosen: informants were visited in their houses or encountered in the village and asked to participate to the study. After the informant consent, the interview occurred in the informant’s home or in the village, away from crowded areas, and included two phases.

Firstly, an individual interview consisted in a free-listing exercise, during which the informant was asked to “cite, during a five-minute period, as many plants that grow on the tribe’s territory as possible”. A chronometer was started when the informant began to name plants and every plant name cited was noted in order of citation. Corresponding botanical names were obtained from the preliminary plant survey and identification, and from Bellakhdar (1997) and Volpato and Puri (2014), as drought and plant scarcity prevented the observation of all plants cited. This first phase resulted in 37 individual free-lists and enabled assessment of plant cultural value and its variability through ethnospecies and informants (see 2.3.1). The term ethnospecies refers to biological entities recognized by local informants, which do not necessarily correspond to taxonomic biological species (de Albuquerque et al., 2011).

Secondly, a semi-structured interview was conducted, during which the interviewer proposed plant names randomly chosen from the list of names obtained in the preliminary phase. For each ethnospecies, the informant was asked about uses and processing. The number of plants proposed to each informant depended on the duration of the interview taking into account the informant's availability and willingness. Between four and 38 ethnospecies were investigated per interview for a total of 438 ethnospecies X interviews (Table 1). This data provided a basis for calculating plant use value and informants use knowledge (see section 2.3.2).

During interviews, questioning people in their own environment (home, village, etc.) appeared to be crucial in order to create an atmosphere of confidence and to maximize the information. In consequence, other people were present (family members, friends, etc.) during the interviews in 12 cases (out of 37). During the free-listing, secondary informants were asked remain silent. During the semi-structured interviews, they were invited to contribute after the interview with the main informant was completed. The information obtained by secondary informants enabled us to obtain an exhaustive list of uses and processing for each ethnospecies, and to calculate plant use value (see section 2.3.2). Finally, through the first and second phases of interviews, this study involved a total of 52 informants in 26 households (13% of the total population of the village and 36% of the households). All analyses were performed on the basis of ethnospecies and not of botanical species.

Table 1: Number of informants and of ethnospecies proposed during the semi-structured interviews per gender and age.

Age class (years)	15-29	30-44	45-59	>59	Total
Men					
Sample size	5	4	5	5	19
Number of species proposed	61	30	78	98	267
Unknown species*	31 (51%)	6 (20%)	6 (8%)	4 (4%)	47 (18%)
Women					
Sample size	3	5	7	3	18
Number of species proposed	28	38	77	28	171
Unknown species*	3 (11%)	6 (16%)	3 (4%)	1 (4%)	13 (8%)
Total of species	89	68	155	126	438
Incl. unknown species*	34 (38%)	12 (18%)	9 (6%)	5 (4%)	60 (14%)

*Unknown species refers to species proposed by the interviewer but unknown to the informant.

2.2.3 Vegetation survey

Vegetation surveys were performed from September to October 2013 in the plain and terraces surrounding the village (over a radius of about 10 km), where most agro-pastoral activities take place. Forty-six points were randomly computed with the ArcGIS 10.0 software. Each point was the starting point of a transect guided with a randomly computed azimuth. A vegetation survey was done for each substantial change in vegetation or in abiotic environment (soil, topography). A plot consisted in a 50x50 m square where all of the species were recorded and were associated with an abundance-dominance (*AD*) index (Braun-Blanquet, 1964). A total of 141 plots were performed. For a species *i*, we defined (1) the ecological frequency (*EF*) as the ratio between the number of plots in which the species *i* was observed and the total number of plots; and (2) the average *AD* index as the mean of the *AD* indexes attributed to the species *i* in the 141 plots.

2.3 DATA ANALYSES

2.3.1 Free-list analyses

Free-lists were analyzed with FLAME, an Add-In running on EXCEL® environment, which provides similar analyses to the ANTHROPAC software (Pennec et al., 2012). We calculated F_a , the frequency of appearance of the ethnospecies a and S_a , the Smith salience index, which assesses plant cultural value (Smith and Borgatti, 1997), as:

$$S_a = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{L_i - R_a + 1}{L_i}}{N}$$

with N : Total number of informants;

L_i : Size of the list for the informant i ;

R_a : Rank of appearance of the ethnospecies a .

The study of the correlation between the Smith salience index and (1) the ecological frequency and (2) the average AD index allowed testing of the ecological apparency hypothesis.

The competence of the informant i in the cultural domain was assessed in a two-dimensional space defined by L_i and by the summed frequency $F_i = \sum_{a=1}^{L_i} F_a$. Finally, the distance between two informants i and j was calculated with Jaccard's index of similarity:

$$\Delta_{ij} = \frac{M_{i1j0} + M_{i0j1}}{M_{i1j0} + M_{i0j1} + M_{i1j1}}$$

with M_{i1j0} : Number of ethnospecies appearing in the list of i and not in the list of j ;

M_{i0j1} : Number of ethnospecies appearing in the list of j and not in the list of i ;

M_{i1j1} : Number of ethnospecies appearing in the lists of i and j ;

The assessment of informants' competence informed on their plant knowledge on the basis of their capacity to cite plant names during a free-list exercise.

2.3.2 Plant use classification and use value

A principle of triangulation was followed to confirm uses through (1) repetition (cited by at least two persons in two distinct interviews), (2) direct observation or (3) informal confirmation by secondary informants and other villagers. Plants were classified in six categories: medicinal, technological, edible, construction, multi-category and unused (Table 2). We calculated for each plant the reported use value (RU) as the sum of confirmed uses (Gomez-Beloz, 2002). As all ligneous species were found to be useful as firewood, this use was excluded from RU calculation, because it introduced a systematic bias to RU value for woody species. RU thus measures the importance of ethnospecies in terms of number of uses (firewood excluded). It differs from the use value defined by Phillips and Gentry (1993), which measures the number of uses known by each individual for each plant and which would have required extensive interviews (see Discussion). Rather, informants' use knowledge was assessed for each category of use with a use knowledge index (UKI). For instance, the medicinal UKI was defined as the ratio between the number of medicinal uses reported by an informant and the total number of medicinal plants this informant was asked about. As defined, UKI allowed assessment of informant knowledge from their capacity to cite plant uses, as it may differ from their capacity to cite plant names.

Table 2: Numbers of ethnosppecies and reported use value by use category.

Use category	Number of ethnosppecies	Reported use value
Medicine	40	76
- Gastrointestinal	15	22
- Dermatological	9	9
- Respiratory	4	5
- Gynecological/andrological	2	2
- Culture-bound syndromes	3	5
- Pain/febrile diseases	3	3
- Fever	3	3
- Skeleto-muscular	5	7
- Ophthalmological	1	1
- Urological	3	3
- Poisonous animal bites	1	1
- Cardiovascular	5	5
- Other/Unclassified	9	10
Technology and handicraft	22	23
- Goatskin tanning	5	6
- Goatskin cleaning	5	5
- Hair care	4	4
- Oral/ body hygiene	4	4
- Tools and objects	3	3
- Textile cleaning	1	1
Construction	6	6
- Fence	3	3
- Roof	3	3
Edible	21	21
- Snack	10	10
- Herb	5	5
- Food	4	4
- Other	2	2
Total	68	126
Incl. multi-category species	19	

2.3.3 Statistics

Statistics were computed with the R software (R Core Team, 2014). Normal distribution was tested with Shapiro tests. For normal distributions, Student test was used for mean comparisons; for non-normal distributions, the non-parametric Wilcoxon test was used. As the type of use may affect plant cultural value (Benz et al., 2000), we tested the influence of the use category on the Smith index through the Kruskal-Wallis test and the correlation between Smith index and *RU* through Spearman test. The EAH was tested through a Spearman test between the plant apparency (*EF* and average *AD* index) and the Smith index. To address the variability of LEK between informants, we analysed the influence of a range of individual socio-economic attributes, including age, gender, main occupation, marital status and nomadic experience (see Appendix A). The influence of age on informant knowledge was tested through a Spearman test and the influence of gender through a Wilcoxon test. An ANOVA was used to test the simultaneous influence of gender and use category on the Smith index. Because of non-normal distributions or heteroscedasticity, the effect of marital status and occupation was tested with the Kruskal-Wallis test. Finally, Wilcoxon test was used to address LEK difference between permanently-settled people and former nomads. All tests used a 5% factor for validation.

3. Results

3.1 RICHNESS OF THE LOCAL ETHNOFLORA

A total of 164 ethnosppecies were mentioned in the free-lists, among which 118 (72%) were identified to species level and 17 (10%) to genus level (Appendix B). A total of 43 botanical families and 110 geneses were represented. The most highly represented families included Compositae (20 ethnosppecies), Leguminosae (15 ethnosppecies) and Amaranthaceae and Brassicaceae (11 ethnosppecies each). The average number of ethnosppecies listed by informant was 30.0 (\pm 9.2 SD), with a minimum of 14 for a seventeen year-old man and a maximum of 47 for a forty-three year-old man. Most frequently cited ethnosppecies were *talh* (*Acacia tortilis* subsp. *raddiana*; 97% of the informants), *argan* (*Argania spinosa* (L.) Skeels, Sapotaceae; 97%), *şbat* (*Stipagrostis pungens* (Desf.) de Winter, Poaceae; 92%) and *kerkaz* (*Diplotaxis* spp. DC., Brassicaceae; 89%). *Talh* had the highest Smith salience index (0.833), followed by *argan* (0.716), *remt* (*Hammada scoparia*; 0.614), *mulbeîna* (*Launea arborescens* (Batt.) Murb., Compositae; 0.612) and *kerkaz* (0.596). Only 15 ethnosppecies were cited by more than 50% of the informants and 49 ethnosppecies by more than 20% of them. Additionally, 50% of the ethnosppecies were mentioned by fewer than 9% of the informants and 45 ethnosppecies were mentioned by only one informant.

3.2 CULTURAL VALUE HETEROGENEITY BETWEEN PLANTS

3.2.1 *The influence of plant use on plant cultural value*

Useful ethnosppecies represented 41% of the total number of cited ethnosppecies and had 126 distinguished uses (Table 2). Useful ethnosppecies included 59% of medicinal, 32% of technological, 31% of edible and 9% of construction plants. Thirty plants (44%) had several uses and nineteen (28%) were multi-category, including 13 medicinal, 10 edible, 12 technological and 5 construction plants. Highest *RU* were found for *talh* (10 uses, three categories), *remt* (6 uses, two categories) and *atîl* (*Maerua crassifolia* Forssk., Capparidaceae), *chiîh* (*Artemisia* sp. L., Compositae) and *mheînza* (*Cleome amblyocarpa* Barratte & Murb., Cleomaceae) (4 uses, two categories).

Used ethnosppecies were more often cited by informants than unused ones: amongst the 49 ethnosppecies cited by more than 20% of the informants, 34 were used and 15 were not. Mean Smith salience index was 0.15 (\pm 0.18 SD) for used ethnosppecies and 0.05 (\pm 0.09 SD) for unused ones, with a significant difference (Wilcoxon test, $p < 0.001$). Additionally, the *RU* was positively correlated with Smith index (Spearman test, $p < 0.001$, $\rho = 0.43$) (Figure 2a). Thus the more useful a plant was, the higher was its cultural value.

Use category also influenced salience index (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$) (Figure 2b). Mean salience index was highest for species used for construction, with significant differences between every other use category (Wilcoxon test, all $p < 0.01$). Conversely, no difference was found between medicinal, edible and technological plants' salience indexes (all $p > 0.39$). Multi-category plants had higher mean salience index than others (respectively, 0.28 ± 0.26 and 0.10 ± 0.10 SD; $p = 0.010$). Unused plants had lower salience index than every other plant category (all $p < 0.001$). Thus the type and diversity of uses both influenced the plant cultural value.

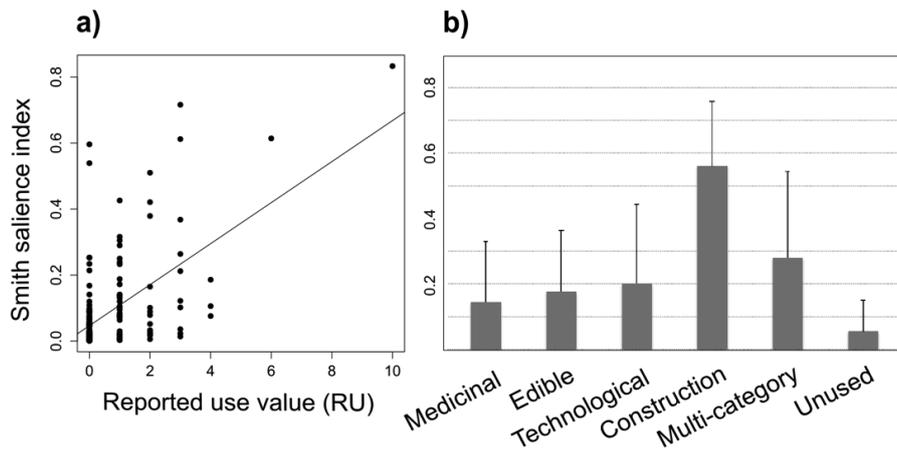


Figure 2: Plant use and salience index. a) Correlation between the reported use value and Smith's salience index; b) Mean Smith salience index by use category (bars represent standard deviation).

3.2.2 The influence of ecological apparency on plant cultural value

A total of seventy-one species were observed in the vegetation survey and average species number per plot was of $6.7 (\pm 4.6 \text{ SD})$. In parallel, only 16 species were found in more than 10% of the plots. The most frequent species were *remt* ($EF=94.3\%$), *mulbeîna* (63.8%) and *talḥ* (56.0%). Average AD index was the highest for *remt* ($AD=1.57$), *mulbeîna* (0.82), *şedra-l-beîda* and *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Poaceae) (0.27), *kherdeg* (0.26) and *talḥ* (0.25). The plant ecological frequency was positively correlated with their Smith salience index (Spearman correlation, $p<0.001$, $\rho=0.47$). The correlation between the AD index and the Smith index was also positive and significant ($p<0.001$, $\rho=0.53$) but with a fuzzier pattern (Figure 3).

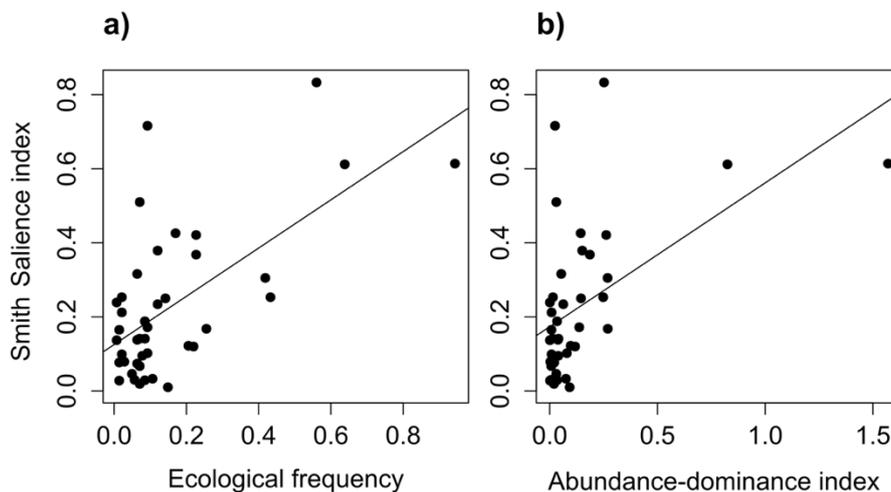


Figure 3: Correlation between ethnospices Smith salience index and a) the ecological frequency and b) the abundance-dominance index.

3.3 LEK DISTRIBUTION BETWEEN INFORMANTS

3.3.1 Variability of plant knowledge between informants

The average number of cited ethnosppecies was 30.1 (± 9.2 SD) for men and 29.8 (± 9.4 SD) for women. No correlation was found between age and free-list size (Spearman test, $p=0.220$). Free-list size was not influenced by gender (Wilcoxon test, $p=1$), by marital status (Kruskal-Wallis test, $p=0.324$) or by informant's main occupation ($p=0.625$). Furthermore, the informant competence was not patterned by age or gender (Figure 4A). Smith salience index was influenced by the use category (ANOVA, $F=161.96$, $p<0.001$) but no effect of gender ($F=0.05$, $p=0.822$) and no interaction between gender and use category was observed ($F=0.44$, $p=0.819$), as illustrated in Figure 4B.

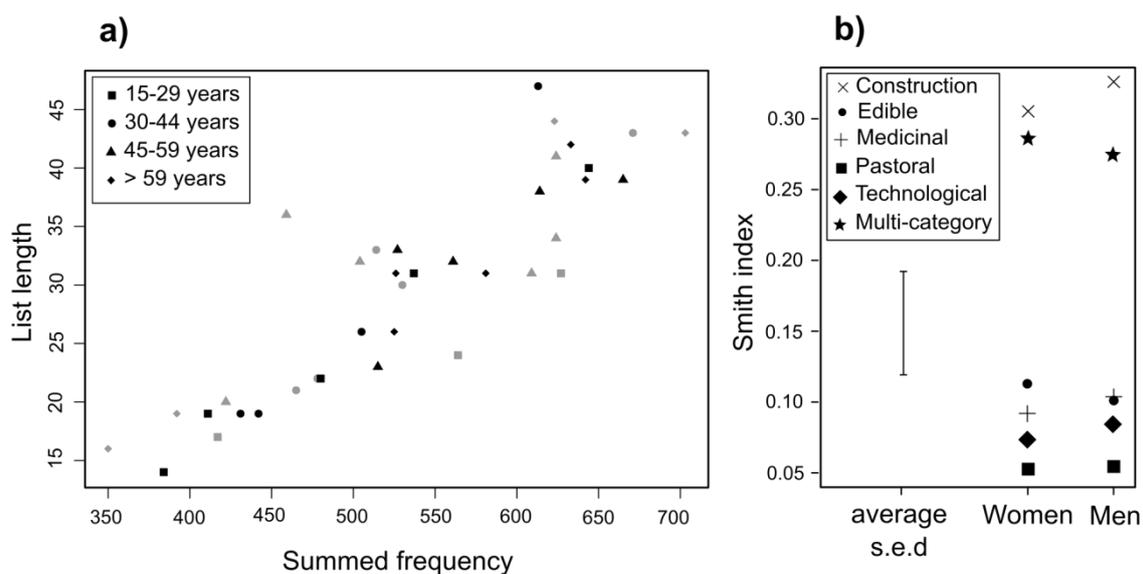


Figure 4: a) Informants' competence according to age and gender (men in black; women in grey). The y coordinate corresponds to the number of ethnosppecies he/she mentioned. The x coordinate corresponds to the sum of frequencies of the ethnosppecies he/she mentioned; b) plant Smith salience index variation according to use category and gender obtained from the ANOVA analysis.

In contrast, former nomads named significantly more plants (32.4 ± 8.9 SD) than permanently-settled people (24.2 ± 7.4 SD) (Wilcoxon test, $p=0.01$). Smith index differed between former nomads and permanently-settled people ($p<0.001$). In parallel, Smith index showed no difference between the 30-44, the 45-59 and the more than 59 year-old informants (Wilcoxon tests, all $p>0.05$), while it distinguished the 15-29 year-old informants from all the latter age categories (paired Wilcoxon test, all $p<0.01$). Thus, as former nomads (55.5 ± 15.0 SD year-old) were significantly older than permanently-settled people (30.9 ± 7.6 SD; $p<0.001$), there may be an autocorrelation between age and nomadic experience. We thus compared Smith index between permanently-settled people only ($N=12$) and found no influence of age ($p=0.09$). So free-list size and Smith index were more influenced by the nomadic experience than by the age.

In addition, the informants' distance matrix showed a core of informants and five groups of outliers (Figure 5). Outliers 1, 2 and 3 included 8 of the 12 permanently-settled informants. This group of outliers was split into men (circle 1) and women (circle 2 and 3). In contrast, informants in circles 4 and 5 (Figure 5) were three middle-aged women who had lived as semi-nomads for more than 20 years before settling.

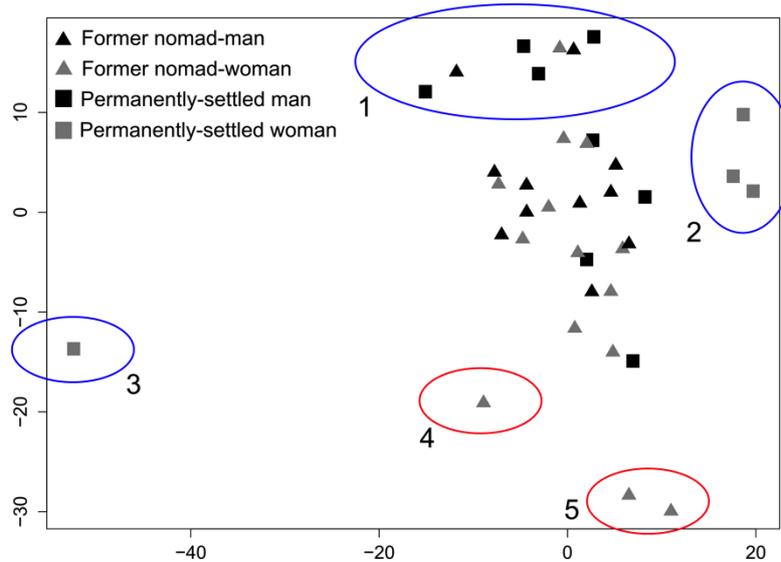
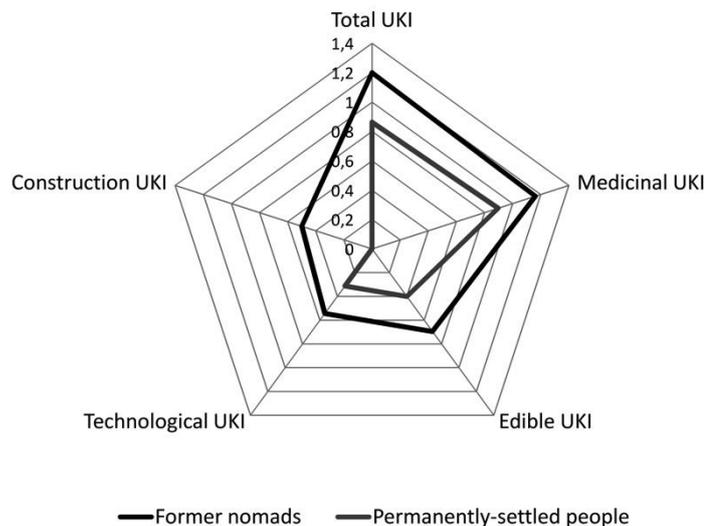


Figure 5: Relative Jaccard's distance between informants. Men are coded in black and women in grey. Squares code for permanently-settled people and triangles for former nomads. Circles indicate groups of outliers.

3.3.2 Variability in plant use knowledge between informants

Among the ethnospecies proposed during the semi-structured interviews, the share of unknown species varied with age and gender (Table 1). On average, women knew more species than men, but the difference between genders was very high for the youngest people and tended to disappear with age. The share of unknown species was 6% for former nomads and 41% for permanently-settled people while *UKI* was always lower for the latter (Figure 6). For instance, total *UKI* was 28.3% lower for permanently-settled people than for former nomads, but this difference varied between use categories: edible *UKI* was 42.0% lower, technological *UKI* was 42.6% and medicinal *UKI* was 22.4% lower.



1
Figure 6: Comparison of Use Knowledge Indexes between former nomads (25 informants) and permanently-settled people (12 informants).

4. Discussion

4.1 CULTURAL VALUE VARIABILITY AMONG SPECIES

Our results showed a variation of cultural value between ethnospecies, which is an important and frequent conclusion in ethnobotany studies (e.g. Begossi et al., 2002; Benz et al., 2000; Lawrence et al., 2005; Phillips and Gentry, 1993). Cultural value was furthermore concentrated around a limited number of plants and varied according to their use and apparency.

4.1.1 Use value vs Cultural value

Turner (1988) suggested that the cultural value of a plant is “virtually synonymous with *use* of a plant, when “use” is interpreted in its widest, most general context”. Our results indicated a positive correlation between *RU* and Smith index, which tends to confirm Turner’s proposal. For instance, *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* had the highest *RU* and Smith index. The latter result was also found by Volpato and Puri (2014) in refugee camps of the Western Sahara, which indicates a high regional valuation of this tree species and its cultural importance. Conversely, *Argania spinosa* had the second highest Smith index and a relatively low *RU*, which highlights that the use value is not necessarily an optimal *proxy* of the cultural value. In particular, the plant’s pastoral value may also play a substantial role in its cultural valuation (Linstädter et al., 2013). Furthermore, some uses are not material and belong to the immaterial and socio-cultural sphere, through stories, legends, and beliefs. Consequently the Smith salience index may be more reliable to assess the cultural value of plants than other use value indexes. On the other hand, the Smith index suffers from several limitations related to the limitations of the free-listing method (see Quinlan and Quinlan, 2007). Quantifying cultural value thus remains a challenging exercise that requires complementary qualitative approaches if it is to be addressed fully and in its full complexity.

4.1.2 Plant cultural value and use category

Our results indicate a differential valuation of plants according to the use category. The high valuation of construction may be explained by the fact that it represents only six species and that five of them were multi-category species. Surprisingly, medicinal plants were not more highly valued than edible or technological species, notwithstanding the fact that they represent the greatest richness in terms of species and use. The dominance of medicinal plants is common in the literature, but other uses are also important to fulfil everyday life needs. This is particularly relevant in arid environments where people have developed multi-resource strategies to adapt to risk and uncertainty (Salzman, 2002).

We also noted during the interviews that several informants reported “cognitive use” and not “active use” (*sensu* de Albuquerque and de Lucena, 2005). For instance, some species were useful for food, cosmetics or hygiene, but only few elders effectively used them, as people now have access to markets for cheap food and other products. We unfortunately were unable to make a systematic distinction between cognitive and active use, mainly because it would have required individual history investigations and long-term observations. This may constitute a limit to establish a nexus between cultural and use values. We therefore recommend for further ethnobotanical studies paying careful attention to distinguishing active use from collective knowledge or from the memory of former practices.

4.1.3 The ecological apparency hypothesis

According to the EAH, the largest, most dominant and most frequent plants should have the highest use value (de Lucena et al., 2007). The EAH has been corroborated by several studies, but the correlation then depends on the choice of the indicator used to assess ecological apparency. Authors generally used basal area (*e.g.* Lawrence et al., 2005; de Lucena et al., 2007), plant frequency and density (Thomas et al., 2009) or number of individuals (Galeano, 2000). If basal area seems appropriate for tree species, we considered that ecological frequency and species cover were better suited to the shrub and grass vegetation of dryland landscapes. Through these indexes, our results showed a higher valuation of more apparent species, which corroborates the EAH. In contrast, the absence of correlation with *RU* may be due to methodological limitations. We used in this study the reported use value defined for a plant as the sum of confirmed uses (Gomez-Beloz, 2002). Other studies that tested the EAH mostly used the overall use value defined as the average use value (*UV*) obtained from the informants (Phillips and Gentry, 1993a). We think that the *UV* and the Smith salience index may be more robust for quantitative analyses than *RU*. Our experimental design unfortunately prevented us from calculating *UV*: because of the high number of ethnospecies, all informants were not interviewed on all the plants. To perform statistically robust tests, we thus worked with group-aggregated *UKI* rather than with individual indexes.

Furthermore, testing the EAH may not be obvious in drylands and we identified two possible biases in our vegetation survey. On the one hand, the study occurred in a dry year and may underestimate the apparency of species that grow only during wet years (especially annual species). Conversely, a survey that would occur during a wet year may overestimate the apparency of these species. This bias is thus inherent from snapshot studies that fail to address variability. On the other hand, the mobility of nomadic and semi-nomadic people may change their perception of plant apparency. As herders and families move towards diverse rangelands and places seeking for valuable forage (Linstädter et al., 2013), they increase the time during which they are in contact with certain species. They additionally may be in contact with various types of vegetation. As our vegetation survey was done around the village, there may be substantial differences between measured apparency and perceived apparency by former nomads, even if they are now mostly sedentary. Mobility and variability have thus major implications for ethnobotanical studies by implying an enlargement of the duration and of the scale of the study, with particular attention to patterns of movements and to people's life history.

4.2 SHARING KNOWLEDGE: A SOCIAL RISK-MANAGEMENT STRATEGY?

4.2.1 Reciprocal exchange networks of LEK

Our results indicate no effect of age or gender on plant valuation. In contrast, plants were not evenly used by men and women, as women remain the major prescribers of medicinal plants and construction is men's work. These results contrast with most studies that rather reported an effect of gender specialization and age on plant knowledge (*e.g.* Luoga et al., 2000; Begossi et al., 2002; Lawrence et al., 2005; Quinlan and Quinlan, 2007) and a limited circulation of knowledge within communities (Ghimire et al., 2004). It cannot be ruled out that the size of our sample (37 free-lists and 53 participants to the interviews) may have failed to reveal variability. However, the size of the village population in itself constituted the main limitation to our sample. Furthermore, increasing the sample by undertaking complementary work in another village would have introduced intercultural variation.

Despite this potential limitation, our results are consistent with several studies that addressed intracultural variation in LEK in the African arid regions and reported a relative homogeneous distribution of LEK between gender and age, while most of the heterogeneity was observed between villages (Kristensen and Lykke, 2003; Lykke et al., 2004). Furthermore, these studies and ours focused on people aged over 18, while people may have acquired LEK by adolescence.

Consequently, if LEK is homogeneous when adulthood is reached, further study would be necessary to investigate LEK learning during childhood. Considering the influence of plant apparency on plant cultural value, LEK homogeneity between adults may be explained by the fact that people have the same access to plants, even if they do not share knowledge. This assumption would suggest that human culture is primarily shaped by environmental features, but this environmental determinism approach has been challenged by cultural ecology (Geertz, 1963). In particular for LEK, literature suggests that even if plant availability influences LEK, variations between people may still be observed across age (Phillips and Gentry, 1993b) or gender (Lawrence et al., 2005). The alternative hypothesis to explain LEK homogeneity is a broad circulation of knowledge between ages and genders. Several observations made during the fieldwork led us to favour this hypothesis. Firstly, while most medicinal and technological uses were the attribute of women, men described these uses in a detailed manner, which suggested that they possess the know-how. This is consistent with the observations of Volpato and Puri (2014), who observed amongst Sahrawi people in Algeria an occasional involvement of women in men-dedicated work, and suggest that this involvement may contribute to the circulation and homogenization of LEK. Additionally in our study, all informants considered that plant knowledge should be shared with anyone who needs it and affirmed they would share information on plants with any relatives (family and village members, men and women, etc.). Such talk was corroborated by informal discussions and observations of everyday life interactions between people: in case of illness, people received advice and help from their relatives, especially elders, at a broader scale than that of the family. Such social norms may promote the circulation and the homogenization of LEK within Taidalt village. Our result may thus suggest that at village scale, the LEK system is shaped by a reciprocal exchange networks strategy. Further study would nevertheless be required to provide comparison with results at a broader scale.

4.2.2 LEK system adaptation to arid environments

LEK is considered to enable people to sustain a living in their local environment and to be a key point for adaptive co-management – i.e. for the integration of local ecological, social and economic information in management plans by decision makers (Gadgil et al., 2003). In arid environments, which are characterized by a high level of uncertainty and risk, LEK is particularly useful for people's resilience in the face of hazards (Colding et al., 2003). More specifically, it has often been argued that sharing LEK is a key attribute in stochastic environments (Niamir-Fuller, 1999). Our results are consistent with a broad sharing of LEK in drylands, which may be considered as a risk-management strategy. Strategies to cope with risk in drylands include mobility, diversity, flexibility, reciprocity and reserves (Fernandez-Gimenez and Le Febre, 2006) and may also be at play for LEK systems. Mobility enables individuals to widen their social and ecological environment and to have access to a diversity of plant and related knowledge. This access is granted by reciprocity, i.e. if individuals agree to share their knowledge among themselves. Reciprocity and mobility thus constitute two requirements for individuals to diversify their knowledge. This diversification and the constitution of an individual set of knowledge in turn increases individuals' flexibility, as more plants and uses are known. Individual flexibility appears as particularly crucial in arid environments, where people often travel alone or in small groups throughout vast and hostile territories for long periods, to browse their animals or seek suitable rangelands. It is not rare that men travel without women, and thus have to be independent enough to cook or treat themselves medically. Constituting an individual pool of knowledge thus enables them to cope with isolation. In adopting a reciprocal exchange networks strategy, people in arid environments contribute to collectively building individual resilience and adaptive capacity (Ruiz-Mallén and Corbera, 2013) in the face of unpredictability, risk and isolation.

Conversely, we also identified in Taidalt village particularly knowledgeable outliers, represented by middle-aged women who were formerly semi-nomads. As different kinds of SRMS often overlap within a society (Moritz et al., 2011), key informants may be the sign of a lesser patron-client

relationship strategy. Key informants are considered to be crucial to the maintenance of LEK, while at the same time, their disappearance has detrimental effects on the level of knowledge of the whole village (Begossi et al., 2002). The vulnerability of LEK increases as the size of the group owning this LEK decreases (Agrawal, 1995). Consequently, the homogeneity of LEK within a human group may tend to maximize the number of people owning LEK and to contribute to LEK resilience, while the presence of key informants may be seen as a factor of vulnerability. Complementary, heterogeneous LEK distribution may be a sign of LEK erosion (Benz et al., 2000; Case et al., 2005). The presence of key informants may reflect the negative effects of the sedentary lifestyle on LEK as a result of a decrease in mobility and a loss of contact with the learning environment (Ohmagari and Berkes, 1997). Those women, former nomads, may have kept high level of LEK from their nomadic lifestyle, while most of other villagers may have lost theirs. Further study would be required to test this assumption and to better understand the causes and consequences of the presence of key informants. In this perspective, addressing the variability of knowledge between current nomads and settled-people may be especially relevant, whereas a settled lifestyle may not be the only factor of LEK erosion.

4.3 A THREATENED LEK SYSTEM?

4.3.1 Changes in practices and associated LEK erosion

Our results showed differences in LEK between former nomads and permanently-settled people, which may highlight a LEK change in the face of changing livelihoods. The extent of this change however depends on plant use, because some activities collapse while others continue (Ohmagari and Berkes, 1997). In Taidalt village, all inhabited houses had, at the time of this study, industrial wood roofs, and most new houses are today built with concrete blocks, instead of wattle and daub. Alongside the abandonment of traditional construction practices, permanently-settled informants had very low construction *UKI*. In contrast, the knowledge gap between former nomads and permanently-settled people was the lowest for medicinal plants. Despite there being a health care centre in the village and the proximity of an urban centre, plants still remained an active source of treatment at the time of this study. All informants mixed traditional and allopathic medicine, which is a common phenomenon (Matavele and Habib, 2000). This underpins a process of diversification, rather than of competition, between two complementary medicinal systems that do not exactly cover the same fields of illness. In contrast, modern construction materials may fulfil, or even exceed, all the attributes of traditional ones, which may have favoured substitution processes. Access to a market economy and related goods is known to drastically influence LEK. Most of the time, this influence is negative for LEK conservation, because people tend to replace plant uses and materials with market ones or to change occupations. Sometimes however, markets may positively contribute to LEK, for instance in economically valorizing a plant resource. Thus, the changing economic context may have contrasting effects on LEK and may not impact all LEK in the same way (Benz et al., 2000), as our results suggest. In order to better understand these processes, we suggest that monitoring the variability of LEK between plants and within social groups may be a suitable method to assess LEK system change and potential erosion in a changing context.

4.3.2 LEK and agro-pastoral activities: a common future?

As LEK is rooted in a specific socio-environmental context, it may be threatened by changes of this context. A scientific consensus seems to exist on the close interlocking between LEK, subsistence activities (Galeano, 2000) and people's contact with the learning social and ecological environment (Ohmagari and Berkes, 1997). In Taidalt, young men usually go to school and then look for paid employment. They find temporary jobs in urban areas and may return to the village during periods of unemployment. They consequently spend little time in the learning environment and are poorly implicated in subsistence activities, which may contribute to weakening their LEK. Conversely,

young women go to primary and sometimes secondary school, but then settle back in their family before being married. They then contribute to livestock tending and other subsistence activities within the learning environment. This phenomenon may explain the gap of knowledge between young men and young women.

Additionally, traditional semi-nomadic grazing is poorly considered by settlers, because of its harshness and low profitability and because it prevents children from acquiring formal education. The overall conservation of LEK in this region, and in dryland agro-pastoral societies in general, is thus in question. As observed by Hobbs et al. (2014) in the Eastern Sahara, “those who settle lose their desert knowledge, become poor, and find themselves unable to fall back on to the security provided by traditional knowledge and skills”. If young generations in dryland societies forget LEK, they will narrow their flexibility as they will not be able to go back to a pastoral lifestyle, and thus will reduce their adaptive capacity (Berkes et al., 2000). On the other hand, Volpato and Puri (2014) observed a phenomenon of LEK dormancy resulting from (1) exclusion from the learning environment, (2) formal education and (3) a shift in cultural values, favoured by the mass media. They nevertheless suggest in a more dynamic perspective that LEK may be revitalized through a return into the learning environment and by means of vertical and horizontal transmission. Homogenous LEK distribution patterns and still living key informants may be beneficial to such renewal, but it would also require the local re-involvement and interest of people in traditional activities. This is challenged in drylands by a regressive environmental discourse blaming pastoralists for desertification (Davis, 2005) and the paucity of integrated policies designed to support or to act together with agro-pastoral activities. At the same time, LEK is considered by scientists as particularly crucial to complete our understanding of drylands and to help to better conserve these vulnerable ecosystems (Reynolds et al., 2007). This worrisome gap between practitioners’ and scientists’ representations regarding traditional societies, activities and their effects on the environment is not new. But sharing results for some and concern for others may be a first step towards more integrated actions towards both nature conservation and also people’s welfare and development.

5. Conclusion

In the last decades, substantial changes in livelihoods have occurred for human populations in drylands. These changes include sedentarization, the dismissal of traditional subsistence activities and growing contact with the market economy, and have led to structural and functional alterations of the socio-economic sphere. Nevertheless in South-Western Morocco, rural people are still somehow implicated in agro-pastoral activities and have conserved a substantial knowledge of nature. People tend to value plants that are more useful and more easily available, which corresponds to the “opportunistic” behaviour pattern observed for nomad pastoralists (Salzman, 2002). In addition, this study showed a relative intracultural homogeneity of LEK, allowed by the wide circulation of knowledge between people. As LEK systems are embedded in larger social systems (Berkes et al., 2000), this homogeneity may be rooted in the system of social norms based on reciprocity and exchange that characterizes human societies in drylands (Niamir-Fuller, 1999). Furthermore, the homogeneity may ensure the global resilience of LEK systems in the face of context changes by limiting the risk of cultural oscillations. However, the transmission of LEK to the youngest dryland generations may be challenged by a permanently-settled lifestyle and a disconnection with the learning environment. In a context of uncertainty, losing LEK may be highly damaging in narrowing the livelihood options for this population. Revitalizing LEK may consequently be of crucial importance for dryland populations’ resilience and their adaptive capacity, which may involve supportive politics in favour of an agro-pastoral mobile lifestyle.

6. Acknowledgements

We would like to thank IRD (VIR funding), the Med-Inn-Local program and the ANR (Agence Nationale pour la Recherche, France) for the funding provided for this research (n°ANR-12-TMED-0001-01), and LMI MediTer and the Cadi Ayyad University of Marrakech for technical and logistical support. We are grateful to Taidalt village inhabitants for their cooperation and especially to Hassan Bouchrouat for his precious help as a translator and a key facilitator. We finally thank Francis Laloé who substantially contributed to the statistical assessments and analyses of this paper.

7. References

- Adger, W.N., 2000. Social and ecological resilience: are they related? *Prog. Hum. Geogr.* 24, 347–364. doi:10.1191/030913200701540465
- Agrawal, A., 1995. Indigenous and scientific knowledge: some critical comments. *Dev. Change* 26, 413–439.
- Andersen, G.L., Krzywinski, K., Talib, M., Saadallah, A.E.M., Hobbs, J.J., Pierce, R.H., 2014. Traditional nomadic tending of trees in the Red Sea Hills. *J. Arid Environ.* 106, 36–44. doi:10.1016/j.jaridenv.2014.02.009
- Begossi, A., Hanazaki, N., Tamashiro, J.Y., 2002. Medicinal plants in the Atlantic forest (Brazil): knowledge, use and conservation. *Hum. Ecol.* 30, 281–299. doi:10.1023/A:1016564217719
- Bellakhdar, J., 1997. *La pharmacopée marocaine traditionnelle: Médecine arabe et savoirs populaires*. Ibid Press, Paris, 766 p.
- Benz, B.F., Cevallos E., J., Santana M., F., Rosales A., J., Graf M., S., 2000. Losing knowledge about plant use in the sierra de manantlan biosphere reserve, Mexico. *Econ. Bot.* 54, 183–191. doi:10.1007/BF02907821
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecol. Appl.* 10, 1251–1262. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2
- Blanco, J., Genin, D., Carrière, S.M., 2015. The influence of Saharan agro-pastoralism on the structure and dynamics of acacia stands. *Agric. Ecosyst. Environ.* In press. doi:10.1016/j.agee.2015.07.013
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie: grundzüge der vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien.
- Case, R.J., Pauli, G.F., Soejarto, D.D., 2005. Factors in Maintaining Indigenous Knowledge Among Ethnic Communities of Manus island. *Econ. Bot.* 59, 356–365. doi:10.1663/0013-0001(2005)059[0356:FIMIKA]2.0.CO;2
- Colding, J., Elmqvist, T., Olsson, P., 2003. Living with disturbance: building resilience in social-ecological systems, in: Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (Eds.), *Navigating Social-Ecological Sustersms*. Cambridge University Press, New-York, pp. 163–185.
- Coppock, D.L., Ellis, J.E., Swift, D.M., 1986. Livestock Feeding Ecology and Resource Utilization in a Nomadic Pastoral Ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 23, 573–583. doi:10.2307/2404037

- Davis, D.K., 2005. Indigenous knowledge and the desertification debate: problematising expert knowledge in North Africa. *Geoforum* 36, 509–524. doi:10.1016/j.geoforum.2004.08.003
- De Albuquerque, U.P., de Lucena, R.F., 2005. Can apparency affect the use of plants by local people in tropical forests? *Interciencia* 30, 506–511.
- De Albuquerque, U.P., Soldati, G.T., Sieber, S.S., Ramos, M.A., de Sa, J.C., de Souza, L.C., 2011. The use of plants in the medical system of the Fulni-ô people (NE Brazil): A perspective on age and gender. *J. Ethnopharmacol.* 133, 866–873. doi:10.1016/j.jep.2010.11.021
- De Lucena, R.F.P., de Lima Araújo, E., de Albuquerque, U.P., 2007. Does the Local Availability of Woody Caatinga Plants (Northeastern Brazil) Explain Their Use Value. *Econ. Bot.* 61, 347–361. doi:10.1663/0013-0001(2007)61[347:DTLAOW]2.0.CO;2
- De Lucena, R.F.P., de Medeiros, P.M., Araújo, E.D.L., Alves, A.G.C., de Albuquerque, U.P., 2012. The ecological apparency hypothesis and the importance of useful plants in rural communities from northeastern Brazil: an assessment based on use value. *J. Environ. Manage.* 96, 106–15. doi:10.1016/j.jenvman.2011.09.001
- Fernandez-Gimenez, M.E., Le Febre, S., 2006. Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or downward trend? *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 13, 341–362. doi:10.1080/13504500609469685
- Gadgil, M., Olsson, P., Berkes, F., Folke, C., 2003. Exploring the role of local ecological knowledge in ecosystem management: three case studies, in: Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (Eds.), *Navigating Social-Ecological Systems*. Cambridge University Press, New-York, pp. 189–209.
- Galeano, G., 2000. Forest use at the pacific coast of chocó, Colombia: A quantitative approach. *Econ. Bot.* 54, 358–376. doi:10.1007/BF02864787
- Geertz, C., 1963. *Agricultural involution. The processes of ecological change in Indonesia*. University of California Press, Ltd., London, UK.
- Ghimire, S.K., McKey, D., Aumeeruddy-Thomas, Y., 2004. Heterogeneity in Ethnoecological Knowledge and Management of Medicinal Plants in the Himalayas of Nepal: Implications for Conservation. *Ecol. Soc.* 9, 6. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art6/>
- Giday, M., Asfaw, Z., Woldu, Z., Teklehaymanot, T., 2009. Medicinal plant knowledge of the Bench ethnic group of Ethiopia: an ethnobotanical investigation. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 5, 34. doi:10.1186/1746-4269-5-34
- Gomez-Beloz, A., 2002. Plant Use Knowledge of the Winikina Warao: The Case for Questionnaires in Ethnobotany. *Econ. Bot.* 56, 231–241. doi:10.1663/0013-0001(2002)056[0231:PUKOTW]2.0.CO;2
- Hobbs, J.J., Krzywinski, K., Andersen, G.L., Talib, M., Pierce, R.H., Saadallah, A.E.M., 2014. Acacia trees on the cultural landscapes of the Red Sea Hills. *Biodivers. Conserv.* 23, 2923–2943. doi:10.1007/s10531-014-0755-x
- Joumani, A., 2006. *Oued Noun - Sud Maroc. Mythes et réalités*. Editions L'Harmattan, Paris.

Kristensen, M., Lykke, A.M., 2003. Informant-Based Valuation of Use and Conservation Preferences of Savanna Trees in Burkina Faso. *Econ. Bot.* 57, 203–217. doi:10.1663/0013-0001(2003)057[0203:IVOUAC]2.0.CO;2

Ladio, a. H., Lozada, M., 2009. Human ecology, ethnobotany and traditional practices in rural populations inhabiting the Monte region: Resilience and ecological knowledge. *J. Arid Environ.* 73, 222–227. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.02.006

Lawrence, A., Phillips, O.L., Ismodes, A.R., Lopez, M., Rose, S., Wood, D., Farfan, A.J., 2005. Local values for harvested forest plants in Madre de Dios, Peru: Towards a more contextualised interpretation of quantitative ethnobotanical data. *Biodivers. Conserv.* 14, 45–79. doi:10.1007/s10531-005-4050-8

Linstädter, a., Kemmerling, B., Baumann, G., Kirscht, H., 2013. The importance of being reliable – Local ecological knowledge and management of forage plants in a dryland pastoral system (Morocco). *J. Arid Environ.* 95, 30–40. doi:10.1016/j.jaridenv.2013.03.008

Luoga, E., Witkowski, E.T.F., Balkwill, K., 2000. Differential utilization and ethnobotany of trees in Kitulanhalo forest reserve and surrounding communal lands, eastern Tanzania. *Econ. Bot.* 54, 328–343. doi:10.1007/BF02864785

Lykke, a. M., Kristensen, M.K., Ganaba, S., 2004. Valuation of local use and dynamics of 56 woody species in the Sahel. *Biodivers. Conserv.* 13, 1961–1990. doi:10.1023/B:BIOC.0000035876.39587.1a

Matavele, J., Habib, M., 2000. Ethnobotany in Cabo Delgado, Mozambique: use of medicinal plants. *Environ. Dev. Sustain.* 2, 227–234. doi:10.1023/A:1011414124429

Moritz, M., Giblin, J., Ciccone, M., Davis, a., Fuhrman, J., Kimiaie, M., Madzsar, S., Olson, K., Senn, M., 2011. Social Risk-Management Strategies in Pastoral Systems: A Qualitative Comparative Analysis. *Cross-Cultural Res.* 45, 286–317. doi:10.1177/1069397111402464

Msanda, F., El Aboudi, A., Peltier, J.P., 2002. Originalité de la flore et de la végétation de l'Anti-Atlas sud-occidental (Maroc). *Feddes Repert.* 113, 603–615. doi:0.1002/fedr.200290008

Niamir-Fuller, M., 1999. Managing mobility in african rangelands. The legitimization of transhumance. FAO and IT publications, London, UK.

Ohmagari, K., Berkes, F., 1997. Transmission of Indigenous Knowledge and Bush Skills Among the Western James Bay Cree Women of Subarctic Canada. *Hum. Ecol.* 25, 6–25. doi:10.1023/A:1021922105740

Pennec, F., Wencelius, J., Garine, E., Raimond, C., Bohbot, H., 2012. FLAME.

Phillips, O., Gentry, A.H., 1993a. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. *Econ. Bot.* 47, 15–32. doi:10.1007/BF02862203

Phillips, O., Gentry, A.H., 1993b. The useful plants of Tambopata, Peru: II. Additional hypothesis testing in quantitative ethnobotany. *Econ. Bot.* 47, 33–43. doi:10.1007/BF02862204

Quinlan, M.B., Quinlan, R.J., 2007. Modernization and medicinal plant knowledge in a Caribbean horticultural village. *Med. Anthropol. Q.* 21, 169–192. doi:10.1525/MAQ.2007.21.2.169.169

R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna Austria.

Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M., Walker, B., 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*. 316, 847–51. doi:10.1126/science.1131634

Ruiz-Mallén, I., Corbera, E., 2013. Community-Based Conservation and Traditional Ecological Knowledge: Implications for Social-Ecological Resilience. *Ecol. Soc.* 18, 12.

Salzman, P.C., 2002. Pastoral Nomads: Some General Observations Based on Research in Iran. *J. Anthropol. Res.* 58, 245–264.

Scoones, I., 1994. New directions in pastoral development in Africa, in: Scoones, I. (Ed.), *Living with Unvertainty*. Intermediate Technology publications, London, UK, pp. 1–36.

Smith, J.J., Borgatti, S.P., 1997. Saliency Counts And So Does Accuracy: Correcting and Updating a Measure for Free-List-Item Saliency. *J. Linguist. Anthropol.* 7, 208–209. doi:10.1525/jlin.1997.7.2.208

Thomas, E., Vandebroek, I., Sanca, S., Van Damme, P., 2009. Cultural significance of medicinal plant families and species among Quechua farmers in Apillapampa, Bolivia. *J. Ethnopharmacol.* 122, 60–67. doi:10.1016/j.jep.2008.11.021

Turner, N.J., 1988. “The Importance of a Rose”: Evaluating the Cultural Significance of Plants in Thompson and Lillooet Interior Salish. *Am. Anthropol.* 90, 272–290. doi:10.1525/aa.1988.90.2.02a00020

Volpato, G., Puri, R.K., 2014. Dormancy and Revitalization: The fate of ethnobotanical knowledge of camel forage among Sahrawi nomads and refugees of Western Sahara. *Ethnobot. Res. Appl.* 12, 183–210.

Appendix A: Informants' socio-economic data. "Years in tent" column refers to the lifetime spent as semi-nomadic pastoralist.

Informant	Gender	Age	Marital statute	Children	Main occupation	Years in tent
ETH1H	Male	62	Married	4	Worker	22
ETH2F	Female	41	Married	5	Housewife	20
ETH3H	Male	27	Single	0	Worker	0
ETH4H	Male	45	Married	3	Worker	12
ETH5F	Female	56	Single	0	Housewife	30
ETH6F	Female	21	Widowed	1	Co-op worker	0
ETH7F	Female	72	Married	3	Housewife	32
ETH8H	Male	25	Single	0	Worker	0
ETH9H	Male	90	Married	3	Retired	67
ETH10H	Male	76	Married	8	Worker	33
ETH11H	Male	58	Married	2	Worker	19
ETH12H	Male	42	Married	0	Worker	0
ETH13H	Male	43	Married	3	Worker	0
ETH14H	Male	20	Single	0	Student	0
ETH15H	Male	55	Married	3	Worker	19
ETH16H	Male	37	Married	0	Shopkeeper	0
ETH17F	Female	81	Married	3	Housewife	62
ETH18H	Male	43	Married	3	Breeder	24
ETH19F	Female	37	Single	0	Co-op worker	0
ETH20F	Female	57	Widowed	4	Co-op worker	40
ETH21H	Male	57	Married	6	Retired	19
ETH22F	Female	44	Married	5	Co-op worker	15
ETH23F	Female	47	Married	NC	Housewife	8
ETH24F	Female	71	Widowed	7	Housewife	32
ETH25F	Female	47	Married	4	Co-op worker	24
ETH26H	Male	60	Married	6	Worker	29
ETH27H	Male	63	Married	6	Businessman	20
ETH28H	Male	28	Single	0	Worker	0
ETH29H	Male	28	Single	0	Worker	0
ETH30H	Male	58	Married	5	Businessman	20
ETH31F	Female	58	Widowed	3	Housewife	21
ETH32F	Female	41	Single	0	Co-op worker	18
ETH33F	Female	48	Married	5	Co-op worker	22
ETH34F	Female	33	Single	0	Co-op worker	16
ETH35F	Female	25	Single	0	Co-op worker	0
ETH36F	Female	58	Married	3	Housewife	40
ETH37F	Female	28	Single	0	Shopkeeper	0

Appendix B: List of the plant species cites by informants, ranked by Smith Saliency index score, as associated frequencies and reported use values (*RU*).

Local name	Scientific name	Authority	Botanical family	Smith index	Freq.	<i>RU</i>
<i>ṭalh</i>	<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	(Savi) Brenan	Leguminosae	0,833	97%	10
<i>argan</i>	<i>Argania spinosa</i>	(L.) Skeels	Sapotaceae	0,716	97%	3
<i>remt</i>	<i>Hammada scoparia</i>	(Pomel) Iljin	Amaranthaceae	0,614	78%	6
<i>mulbeîna</i>	<i>Launaea arborescens</i>	(Batt.) Murb.	Compositae	0,612	78%	3
<i>kerkaz</i>	<i>Diploaxis</i> spp.	DC.	Brassicaceae	0,596	89%	0
<i>gaḥwan</i>	<i>Chrysanthemum</i> spp.		Compositae	0,539	81%	0
<i>sder</i>	<i>Ziziphus lotus</i>	(L.) Lam	Rhamnaceae	0,510	81%	2
<i>gendûl</i>	<i>Convolvulus trabutianus</i>	Schweinf. & Muschler	Convolvulaceae	0,426	60%	1
<i>kherdeg</i>	<i>Lycium intricatum</i>	Boiss.	Solanaceae	0,421	62%	2
<i>şbaṭ</i>	<i>Stipagrostis pungens</i>	(Desf.) de Winter	Poaceae	0,379	92%	2
<i>mrekba</i>	<i>Panicum turgidum</i>	Forssk.	Poaceae	0,368	70%	3
<i>rtem</i>	<i>Retama raetam</i>	(Forssk.) Webb	Leguminosae	0,316	60%	1
<i>şedra-l-beîḍa</i>	<i>Farsetia aegyptia</i>	Turra	Brassicaceae	0,305	46%	1
<i>garşa</i>	<i>Limonium sinuatum</i>	(L.) Mill. Benthem ex Benth. & Coss.	Plumbaginaceae	0,290	57%	1
<i>afasas</i>	<i>Warionia saharae</i>		Compositae	0,264	54%	3
<i>ḥebalya</i>	<i>Heliotropium bacciferum</i>	Forssk.	Boraginaceae	0,253	46%	0
<i>ḥara</i>	<i>Eruca vesicaria</i>	(L.) Cav.	Brassicaceae	0,253	65%	0
<i>jefna</i>	<i>Gymnocarpos decander</i>	Forssk.	Caryophyllaceae	0,250	43%	1
<i>daghmûs</i>	<i>Euphorbia officinarum</i> subsp. <i>echinus</i>	(Hook.f. & Coss.) Vindt	Euphorbiaceae	0,239	38%	1
<i>gharîma</i>	<i>Podospermum laciniatum</i> subsp. <i>decumbens</i>	(Guss.) Gemeinholzer & Greuter	Compositae	0,234	46%	0
<i>ṭafsa</i>	<i>Astericus graveolens</i>	(Forssk.) Less.	Compositae	0,233	35%	1
<i>gerṭûfa</i>	<i>Brocchia cinerea</i>	(Delile) Vis.	Compositae	0,214	41%	0
<i>k'aîlt-l-kheîl</i>	<i>Lavandula coronopifolia</i>	Poir.	Lamiaceae	0,212	43%	3
<i>khubuîza</i>	<i>Malva parviflora</i>	L.	Malvaceae	0,188	38%	1
<i>chîḥ</i>	<i>Artemisia</i> sp.	L.	Compositae	0,186	38%	4
<i>tasra</i>	<i>Salsola vermiculata</i>	L.	Amaranthaceae	0,172	35%	1
<i>njem</i>	<i>Cynodon dactylon</i>	(L.) Pers.	Poaceae	0,168	46%	0
<i>ḥalab</i>	<i>Periploca laevigata</i>	Aiton	Apocynaceae	0,165	30%	2
<i>ṭazya</i>	<i>Asphodelus tenuifolius</i>	Cav.	Xanthorrhoeaceae	0,141	30%	1
<i>ḥenzab</i>	<i>Emex spinosa</i>	(L.) Campd.	Polygonaceae	0,141	32%	0
<i>rikum</i>	<i>Traganopsis glomerata</i>	Maire & Wilczek	Amaranthaceae	0,138	22%	1
<i>demban</i>	<i>Caylusea hexagona</i>	(Forssk.) M.L. Green	Resedaceae	0,137	35%	1
<i>ḥemuîda</i>	<i>Rumex vesicarius</i>	L.	Polygonaceae	0,131	35%	1
<i>ḥedej</i>	<i>Citrullus colocynthis</i>	(L.) Schrad.	Cucurbitaceae	0,122	30%	3
<i>deza</i>	<i>Aizoon canariense</i>	L.	Aizoaceae	0,120	22%	0
<i>chdîda</i>	<i>Ephedra alata</i>	Decne.	Ephedraceae	0,120	22%	1
<i>tabazwagt</i>	<i>Morettia canescens</i>	Boiss.	Brassicaceae	0,109	22%	0
<i>aṭîl</i>	<i>Maerua crassifolia</i>	Forssk.	Capparidaceae	0,106	22%	4
<i>bûlşeîg</i>	<i>Forsskaolea tenacissima</i>	L.	Urticaceae	0,105	30%	1

gerd	<i>Trigonella anguina</i>	Delile	Leguminosae	0,104	27%	1
chendgûra	<i>Ajuga iva</i>	(L.) Schreb.	Lamiaceae	0,102	19%	1
kemcha	<i>Anastatica hierochuntica</i>	L.	Brassicaceae	0,102	22%	3
jðarî	<i>Searsia tripartita</i>	(Ucria) Moffett	Anacardiaceae	0,101	22%	2
behma	<i>Stipa capensis</i>	Thunb.	Poaceae	0,099	30%	0
rmeîmida	<i>Euphorbia calyptrata</i>	Coss. & Kralik	Euphorbiaceae	0,095	16%	1
şekûm	<i>Asparagus</i> sp.		Asparagaceae	0,095	14%	0
ntel	<i>Medicago</i> sp.		Leguminosae	0,091	24%	0
chgara	<i>Matthiola maroccana</i>	Coss.	Brassicaceae	0,091	16%	0
kamûn-şofi	<i>Ammodaucus leucotrichus</i>	Coss.	Apiaceae	0,089	24%	2
ţarfâ	<i>Tamarix</i> sp.		Tamaracaceae	0,087	22%	0
bûkerkar	<i>Calendula maroccana</i>	(Ball.) Ball	Compositae	0,085	19%	0
achakan	<i>Glossonema boveanum</i>	(Decne.) Decne	Apocynaceae	0,084	24%	1
ghjeîblî	<i>Caralluma retrospiciens</i> <i>Anvillea garcinii</i> subsp. <i>radiata</i>	(Ehrenb.) N.E.Br. (Coss. & Durieu) Anderb.	Apocynaceae Compositae	0,080 0,079	19% 22%	1 2
negd	<i>Echium horridum</i>	Batt.	Boraginaceae	0,078	16%	0
skirbeda				0,077	14%	1
mheînza	<i>Cleome amblyocarpa</i>	Barratte & Murb.	Cleomaceae	0,076	19%	4
chbarţû	<i>Kleinia anteuphorbium</i>	(L.) Haw.	Compositae	0,075	14%	1
azafûm	<i>Limonium sinuatum</i>	(L.) Mill.	Plumbaginaceae	0,074	16%	0
ghalga	<i>Pergularia tomentosa</i>	L.	Asclepiadaceae	0,074	16%	1
tûrja	<i>Calotropis procera</i>	(Aiton) Dryand.	Apocynaceae	0,072	19%	1
ð'aîfa	<i>Paronychia argentea</i>	Lam.	Caryophyllaceae	0,071	14%	0
mhalûs	<i>Lotus jolyi</i>	Batt. (Girard) M.B.Crespo & Lledò	Leguminosae Plumbaginaceae	0,067 0,064	14% 16%	0 0
imsleg	<i>Ceratolimon feei</i>					
wuden-l-n'âja	<i>Picris asplenioides</i>	L.	Compositae	0,059	14%	1
mgheîzli	<i>Volutaria crupinoides</i>	(Desf.) Cass. ex Maire	Leguminosae	0,059	11%	0
'âşal	<i>Salsola longifolia</i>	Forssk.	Amaranthaceae	0,055	11%	0
qch'ân				0,054	8%	0
azûkenî	<i>Thymus</i> spp.	L.	Lamiaceae	0,052	19%	0
hmar-ras	<i>Calendula</i> spp.	L.	Leguminosae	0,051	11%	2
tagerma	<i>Carrichtera annua</i>	(L.) DC.	Brassicaceae	0,050	8%	0
yelma	<i>Plantago</i> spp.		Plantaginaceae	0,049	8%	0
chga'â	<i>Matthiola maroccana</i>	Coss.	Brassicaceae	0,049	14%	0
flîha	<i>Fagonia cretica</i>	L.	Zygophyllaceae	0,049	11%	0
maker	<i>Launaea mucronata</i>	(Forssk.) Muschl.	Asteraceae	0,048	8%	0
belbal	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	(L.) A.J. Scott	Amaranthaceae	0,046	8%	0
'âdres	<i>Commiphora africana</i>	(A.Rich.) Endl.	Burseraceae	0,044	11%	0
geţaf	<i>Atriplex halimus</i>	L.	Amaranthaceae	0,036	8%	0
yergîg	<i>Helianthemum lippii</i>	(L.) Dum. Cours	Cistaceae	0,036	11%	3
tazûkenît	<i>Salvia aegyptiaca</i>	L.	Lamiaceae	0,033	11%	0
s'âdan	<i>Neurada procumbens</i>	L.	Neuradaceae	0,031	14%	2
zreîga	<i>Eryngium illicifolium</i>	Lam. (Coss. & Durieu ex Bonnet & Barratta)	Apiaceae Boraginaceae	0,030 0,030	5% 8%	0 1
demya	<i>Ogastemma pusillum</i>					

		Brummitt				
mheîrsa	<i>Astragalus</i> sp.		Leguminosae	0,030	11%	0
bûngîr	<i>Centaurea pungens</i>	Pomel	Compositae	0,029	11%	0
mdîsma	<i>Fagonia</i> sp.		Zygophyllaceae	0,028	11%	2
tadût	<i>Acacia gummifera</i>	Willd.	Leguminosae	0,028	8%	0
tûfl'âlef				0,026	5%	0
luwaya	<i>Convolvulus althaeoides</i>	L.	Convolvulaceae	0,026	8%	0
berwag	<i>Asphodelus microcarpus</i>	Salzm. & Viv.	Xanthorrhoeaceae	0,026	5%	0
tamat	<i>Acacia ehrenbergiana</i>	Hayne	Leguminosae	0,024	5%	0
defla	<i>Nerium oleander</i>	L.	Apocynaceae	0,023	8%	2
suwed	<i>Suaeda vermiculata</i>	Forssk. Ex J.F.Gmel.	Amaranthaceae	0,023	3%	0
terfas	<i>Terfezia ovalispora</i>	Pat.	Terfeziaceae	0,023	3%	0
'âgaya	<i>Tetraena gaetula</i>	(Emb. & Maire) Beier & Thulin	Zygophyllaceae	0,023	5%	2
talkûda	<i>Chenopodium murale</i>	L.	Amaranthaceae	0,023	11%	3
teîchaţ	<i>Balanites aegyptiaca</i>	(L.) Delile	Zygophyllaceae	0,022	8%	1
jîl	<i>Salsola foetida</i>	Delile	Amaranthaceae	0,022	3%	0
igîz				0,021	3%	0
gharîma-l-ghzal	<i>Launaea capitata</i>	(Spreng.) Dandy	Compositae	0,021	5%	0
gzâh	<i>Deverra scoparia</i>	Coss. & Durrieu	Apiaceae	0,021	5%	1
fersîg	<i>Tamarix</i> sp.		Tamaracaceae	0,021	3%	0
yazîr	<i>Rosmarinus officinalis</i>	L.	Lamiaceae	0,021	5%	0
klîkha				0,020	3%	1
fûla	<i>Crotalaria saharae</i>	Coss.	Leguminosae	0,020	5%	0
besbas	<i>Foeniculum vulgare</i>	Mill.	Apiaceae	0,020	3%	0
marar	<i>Volutaria lippii</i>	(L.) Cass. Ex maire	Compositae	0,020	5%	1
rli bouch				0,019	3%	0
gharîma-l-ħmar	<i>Launaea nudicaulis</i>	(L.) Hook.f.	Compositae	0,019	5%	0
z'ûid	<i>Cyperus</i> sp.		Cyperaceae	0,019	5%	0
tamîa				0,019	5%	0
nsîl	<i>Stipagrostis plumosa</i>	Munro ex T.Anderson	Poaceae	0,019	11%	0
menûar-l-ghzal				0,018	3%	0
awskûn				0,018	5%	0
ħarmel	<i>Peganum harmala</i>	L.	Zygophyllaceae	0,018	5%	0
awriwur	<i>Ricinus communis</i>	L.	Euphorbiaceae	0,018	5%	2
meşran-l-ħwar	<i>Beta pateralis</i>	Moq.	Amaranthaceae	0,017	5%	2
gîz	<i>Scorzonera undulata</i>	Vahl	Compositae	0,017	3%	0
aţîg	<i>Lotus glinoides</i>	Delile	Leguminosae	0,017	5%	1
şlîha				0,017	3%	0
ħema	<i>Eremobium aegyptiacum</i>	(Spreng.) Asch. Ex Boiss.	Brassicaceae	0,016	8%	0
ţalhât-d-đob				0,014	3%	0
ħharibach				0,014	3%	0
rebrûba	<i>Brocchia cinerea</i>	(Delile) Vis.	Compositae	0,014	3%	0
ħhzama	<i>Lavandula angustifolia</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	(DC.) Guinea	Lamiaceae	0,014	3%	0

mulkfġfat (būsrisra)	<i>Lupinus digitatus</i>	Forssk.	Leguminosae	0,013	5%	3
timzira				0,012	3%	0
aserkena	<i>Adenocarpus cincinnatus</i>	(Ball) Maire	Leguminosae	0,012	3%	0
igrġz				0,012	3%	1
eymġm	<i>Reseda sp.</i>	L.	Resedaceae	0,011	5%	0
kerkaz-l- ‘âchar	<i>Diplotaxis spp.</i>	DC.	Brassicaceae	0,011	3%	0
kbġbet-d-ġob	<i>Euphorbia granulata</i>	Forssk.	Euphorbiaceae	0,010	3%	0
tġlġm				0,009	3%	0
sgġġ’ât-l- erneb	<i>Androcymbium gramineum</i>	(Cav.) J.F.Macbr.	Colchicaceae	0,008	3%	0
wuden-l- ġalġf				0,008	3%	0
ġhasġl	<i>Aizoon spp.</i>		Aizoaceae	0,008	5%	0
kġker	<i>Vicia sativa</i>	L.	Leguminosae	0,008	8%	1
zrġġ’ât-l-ktan	<i>Linum usitatissimum</i>	L.	Linaceae	0,007	3%	0
sbġt-l-far	<i>Polypogon maritimus</i>	Willd. (Decne.) Dahlgren & Thulin	Poaceae	0,007	5%	1
jamra	<i>Gymnocarpus sclerocephalus</i>	Thulin	Caryophyllaceae	0,007	3%	0
aġrmġd	<i>Haplophyllum sp.</i>	A. Jussieu	Rutaceae	0,007	3%	0
tġzkha				0,007	3%	1
kharw’â				0,007	3%	0
ġġd-n’âm	<i>Kickxia aegyptiaca</i>	(L.) Nâbelek	Plantaginaceae	0,007	3%	0
chġhaya	<i>Artemisia reptans</i>	C.Sm. Ex Link (Batt.) J.C.Manning & Goldblatt	Compositae	0,006	3%	0
beġlat-d-dġb	<i>Albuca amoena</i>	J.Gay	Asparagaceae	0,006	5%	2
fernân	<i>Euphorbia regis-jubae</i>	(Coss. & Durieu)	Euphorbiaceae	0,005	5%	0
fsġet-l-chġkh	<i>Plocama reboudiana</i>	M.Backlund & Thulin	Rubiaceae	0,005	3%	0
tenas	<i>Trichodesma calcaratum</i>	Coss. & Batt.	Boraginaceae	0,005	3%	1
khnġnġza				0,005	3%	0
ibsġs-n’âġ				0,005	3%	1
ġb’â-l-‘âbt	<i>Ifloga spicata</i>	(Forssk.) Sch.Bip.	Compositae	0,005	3%	0
‘âneb-d-dġb	<i>Solanum nigrum</i>	Mill.	Solanaceae	0,004	3%	0
tġmkġlt				0,004	3%	0
akhir dġb				0,004	3%	0
smar	<i>Juncus maritimus</i>	Lam.	Juncaceae	0,003	3%	0
kerkaz-l- khaġba	<i>Diplotaxis spp.</i>	DC.	Brassicaceae	0,003	5%	1
ġrġznġ				0,003	3%	0
askaf	<i>Nucularia perrinii</i>	Batt.	Amaranthaceae	0,003	3%	0
tġfaf	<i>Sonchus spp.</i>		Compositae	0,001	3%	0
bġchwġka				0,001	3%	0
raret-l-erneb				0,001	3%	0
ġseliane				0,001	3%	0

Annexe 2

Running title: Saharan acacia stands and agro-pastoralism

Title: The influence of Saharan agro-pastoralism on the structure and dynamics of acacia stands

Authors: Julien BLANCO ^{a,1}, Didier GENIN ^b, Stéphanie M. CARRIERE ^a

^a IRD, UMR-220 GRED, 911, Av. Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier Cedex 5, France, julien.blanco@ird.fr , stephanie.carriere@ird.fr

^b IRD and Aix-Marseille University, UMR 151 LPED, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille Cedex 3 France, didier.genin@univ-amu.fr

¹ *Corresponding author*: Phone: (33) 4 67 63 69 82; Fax: (33) 4 67 63 87 78

Summary

Trees play a crucial role in drylands, where they are often considered as keystone species for ecosystems and for local livelihoods. In particular in the Saharan region, *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana* (ex. *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*) are multi-purpose acacia trees for people and contribute to the overall ecosystem functioning. Despite progress in research, acacia stands in this region are poorly documented and little is known on their interactions with human Saharan populations. On the basis of a multidisciplinary approach, the aim of this study was to assess the structure and dynamics of Saharan acacia stands in south-western Morocco and the influence of human activities and practices. Interviews and participant observations were performed in two villages and individual acacia trees were measured in contrasting topography, microhabitat and land use situations. The acacia stands were located in cultivated and browsed areas where trees were used and shaped in the framework of human subsistence activities. In this context, the low-density acacia stands (4.8 trees/ha) showed high regeneration (47.8%) and recruitment rates, and low mortality (3.3%). Land use had more effect on stand structures than topography or microhabitat. Tree regeneration and density were especially high in cultivated areas. Most trees showed traces of pruning (60.3% of them) and debarking (33.9%), but with no correlation with tree mortality. Environmental and anthropogenic factors jointly contributed to the structure and dynamics of acacia stands, and no threat to their sustainability was observed. Even though further investigation would be required to better distinguish environmental and anthropogenic factors and to draw long-term conclusions, our results suggest that Saharan agro-pastoralism activities are not necessarily incompatible with acacia tree conservation, contrary to the commonly admitted postulate in Morocco.

Keywords

Vachellia tortilis subsp. *raddiana*; acacia; drylands; local practices; agro-pastoral systems; tree measurement; Morocco.

1. Introduction

Drylands – defined as areas with an aridity index lower than 0.65 – cover about 41% of the Earth's land surface and harbour 38 % of the global human population (MEA, 2005). Drylands are environmentally and socially vulnerable, in particular in the face of desertification, that is irreversible land degradation resulting from multiple climatic and anthropogenic factors (MEA, 2005). Despite early studies that highlighted worrying rates of desertification and identified humans as the main cause (Lamprey, 1975), recent research has cast doubt on these conclusions (Helldén and Tottrup, 2008). A better understanding of climatic variability, socio-economic processes and political dimensions, associated with a shift in rangeland ecology paradigms, have provided a basis for highlighting the non-uniformity of desertification and for more nuanced conclusions on the role of human activities in the face of climatic variations (Herrmann and Hutchinson, 2005). Yet desertification remains subject to scientific debate mainly because finding accurate indicators of long-term changes – such as “slow” variables (Carpenter and Turner, 2001) – is challenging. Considering the crucial ecological role of trees in dryland ecosystems (Belsky et al., 1989), monitoring woodlands in drylands may constitute accurate “slow” indications of potential degradation and desertification.

Vachellia tortilis (Forssk.) Galasso & Banfi subsp. *raddiana* (Savi) Kyal. & Boatwr. – ex *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan (Kyalangalilwa et al., 2013); further noted *V. raddiana* or acacia tree in this paper – is the most widespread native acacia tree in the Saharan region. Considered as a keystone species (Munzbergova and Ward, 2002; Noumi et al., 2012), *V. raddiana* improves soil fertility, decreases potential evapo-transpiration and consequently affects the establishment, development and survival of other plants (Abdallah et al., 2008; Noumi and Chaieb, 2012). In addition, *V. raddiana* is a precious source of forage, fuel wood and other materials (Grouzis and Le Floch, 2003). Hence, conserving *V. raddiana* is a crucial challenge in the Saharan region, both for its role in terms of ecosystem conservation and for the preservation of local livelihoods. Nevertheless, the conservation of *V. raddiana* still remains uncertain as the literature has reported contrasting conclusions. On the one hand, *V. raddiana* stands showed positive trends in Israel (Lahav-Ginott et al., 2001), in Algeria (Sahraoui et al., 1996) and in Tunisia (Noumi et al., 2010b). On the other hand, negative trends were reported in Egypt (Andersen and Krzywinski, 2007), in Israel (Ward and Rohner, 1997) and in Tunisia (Noumi and Chaieb, 2012). These contrasting dynamics are associated with contrasted local conditions in terms of rainfall regime (Sahraoui et al., 1996), runoff and water flux (BenDavid-Novak and Schick, 1997; Ward and Rohner, 1997; Wiegand et al., 2000b), seed predation by insects (Derbel et al., 2007), browsing intensity (Noumi et al., 2010b) or anthropogenic exploitation (Andersen and Krzywinski, 2007). Given such local variations, extending the carrying out of local studies is crucial to fill the knowledge gap on the dynamics of *V. raddiana* at regional scale and to better assess conservation priorities.

In Morocco, no study has investigated the structure and dynamics of *V. raddiana* stands. Furthermore, most Moroccan *V. raddiana* stands are located outside protected areas and are embedded in local agro-pastoral and pastoral systems. Except for some descriptions of local practices for *V. raddiana* in Egypt (Andersen et al., 2014; Hobbs et al., 2014), no study has addressed the effects of local practices, uses or management on the structure and dynamics of *V. raddiana* stands. Such studies may help to achieve a better understanding of coupled Human-Environment systems in drylands (Reynolds et al., 2007) in the interests of sounder and more efficient conservation methods.

The aim of the present study was (1) to assess the structure and dynamics of *V. raddiana* stands, and (2) to identify human activities and related practices and their influence on tree stands. We hypothesized that, in complement to environmental variables, human activities and practices may substantially influence the structure and the dynamics of *V. raddiana* stands. To test this prediction, we adopted a multidisciplinary approach in an agro-pastoral landscape and in two neighbouring villages in south-western Morocco. We combined (1) socio-anthropological investigations in order

to identify and characterize human activities and practices related to *V. raddiana* trees, and (2) ecological measurements to assess the structure and dynamics of *V. raddiana* stands subjected to human practices.

2. Materials and methods

2.1 STUDY SITE

This study took place in south-western Morocco (Fig. 1) in the north-western Saharan biogeographical zone (Le Houérou, 1990). With mean annual rainfall of 112 mm and average temperature of 19.6°C, the climate is arid with mild winters, due the proximity of the Atlantic Ocean. In this area, three geomorphological formations dominate (Monteil, 1948): (1) rocky terraces superficially covered with sand and gravel and criss-crossed by sandy runnels; (2) a plain with deep alluvial soils and local sand accumulations from wind erosion, transected by dry riverbeds; and (3) high-sloped rocky inselbergs forming part of the Anti-Atlas Mountains. The vegetation is characteristic of the Saharan eco-region with *V. raddiana* as the dominant tree species and *Hammada scoparia* (Pomel) Iljin as the dominant shrub, locally associated with *Panicum turgidum* Forssk. in sandy riverbeds, *Convolvulus trautmanianus* Schweinf. & Muschler in terraces and *Ziziphus lotus* (L.) Lam in the plain (Msanda et al., 2002). Acacia trees only colonize the plain and the terrace runnels.

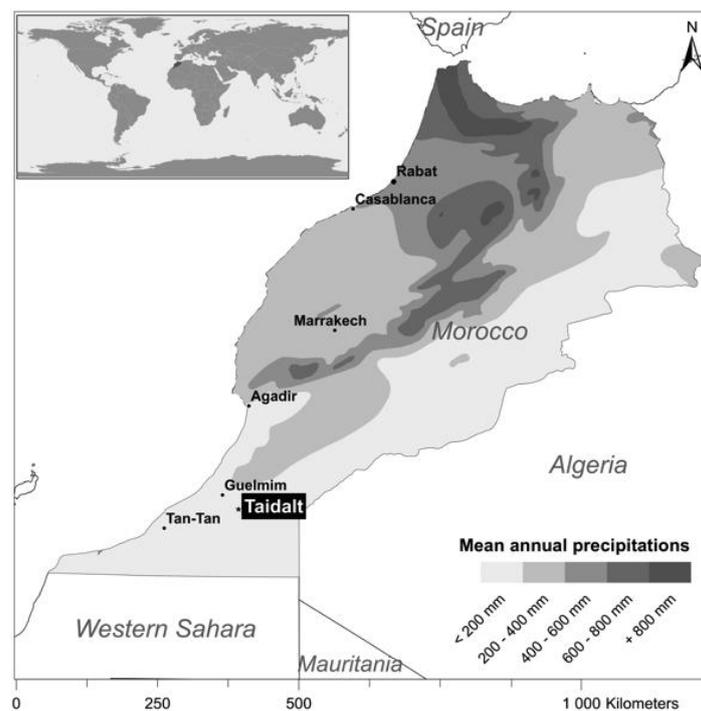


Figure 1: Study site location (Taidalt village) in south-western Morocco, province of Guelmim.

Two types of human subsistence activities predominate in the acacia woodlands. Firstly, plains and major riverbeds are occasionally used for the cultivation of rain-fed cereals (maize, wheat and barley) (Monteil, 1948). Farmers cultivate flooded areas after episodic rains. Secondly, there are semi-nomadic and settled livestock farming units of goats, sheep and dromedaries, for which acacia woodlands constitute a key rangeland component. In contrast to certain pastoral systems of the Atlas Mountains of Morocco (Genin and Simenel, 2011), no specific rules aimed at forbidding the herds' access to parts of the rangeland for a given period in order to preserve resources were observed. The only grazing restriction concerns sown fields, and ends after harvesting. Acacia woodlands are thus common rangelands, occasionally used for cereal cultivation in suitable areas. Neighbouring villagers and semi-nomads also harvest fuel wood, raw materials or medicines.

2.2 RESEARCH METHODS

Seven one-month stays at different seasons of the first author in the El Borj and Taidalt villages from February 2013 to June 2014 enabled the identification of (1) human activities and practices related to acacia stands and (2) the place and schedule of these activities. Information was obtained from semi-nomads and settlers through semi-structured and informal interviews, participative observation and transects. Interviews focused on local uses and practices related to the *V. raddiana* tree. In particular, farmers were asked about the role of *V. raddiana* in crop fields and how they were managing trees. Herders and shepherds were questioned on the way they used and integrated *V. raddiana* within the framework of their pastoral activities. In addition to interviews, a total of 25 days between March 2013 and June 2014 were dedicated to participative observation, with a diverse panel of farmers, charcoal producers and herders. Livestock browsing is a structuring activity in arid environments, both for human societies and ecosystems. Nevertheless, the unpredictability and stochasticity of pastoral systems in drylands – including opportunistic behaviour, mobility, livestock variations, etc. (Niamir-Fuller, 1998) – challenge quantitative assessment from snapshot studies and the relevance of certain indicators such as the pastoral pressure. Furthermore, because of the absence of any unbrowsed area in the study site, assessing the impact of browsing on the vegetation without long-term experimental procedures was impossible. Thus our investigations focused on understanding general spatio-temporal patterns of livestock management and on identifying the nature of human practices related to pastoral activities. Interviews with the local forester at the beginning and at the end of the research also helped to confirm information obtained from villagers and observations. A general land use map of the study zone was compiled, based on geomorphology and main human activity (Fig. 2). A set of measurable indicators of the influence of human practices on *V. raddiana* trees, at the individual and stand scales, was determined (Table 1).

Table 1: Human activities and practices influencing *V. raddiana* stands and associated measurable indicators and indexes

Activities	Related practices	Purposes	Measurable indicator	Corresponding index influenced by the practice
Agriculture	Pruning and trimming	Shaping trees for shade	Number of visible scars	<i>PI</i> (pruning intensity)
	Tree removal	Controlling tree density inside fields	Tree density	<i>R</i> (distance to the nearest tree) <i>λ</i> (calculated tree density)
Livestock farming	Leaves hanging	Feeding animals	State of the tree foliage	<i>GI</i> (Greenness index)
	Pods hanging	Feeding animals	Pods number	<i>TRR</i> (Total regeneration rate) <i>ERR</i> (Established regeneration rate)
	Debarking	Feeding animals	Tree bark state	<i>DI</i> (debarking intensity) <i>DP</i> (debarking probability)
Wood harvesting	Pruning and trimming	Firewood and charcoal production	Number of visible scars	<i>PI</i>
	Felling entire tree	Charcoal production	Number of visible stumps	Count of the number of visible stumps
Medication	Leaves harvest	Medicine preparation	State of the tree foliage	<i>GI</i>
	Gum exudates collect	Medicine and tea preparation	No measurable impact on trees	-
	Pods hanging	Medicine preparation	Pods number	<i>TRR</i> <i>ERR</i>
	Debarking	Medicine preparation	Tree bark state	<i>DI</i> <i>DP</i>

2.3 SAMPLING DESIGN

The delimitation of *V. raddiana* sparse stands required the preliminary mapping of tree density from three high-resolution Digital Globe satellite images, extracted from Google Earth and dated February 2011. Two images (covering 62 km²) covered the plain, and the third one (22 km²) the terraces. The detection of individual tree canopies was performed under the ArcMap 10.0 software, resulting in three tree density maps used to implement the sampling design (Fig. 2). A total of 120 sampling points were randomly computed in order to take into account the population heterogeneity and to have the same number of points on each map and in each density class. The sample was thus stratified according to topography and tree density, and represented contrasted land use modalities and microhabitats. It consequently allowed testing the effect of environmental (topography and microhabitat) and of anthropogenic (land use) factors on the structure and dynamics of acacia stands.

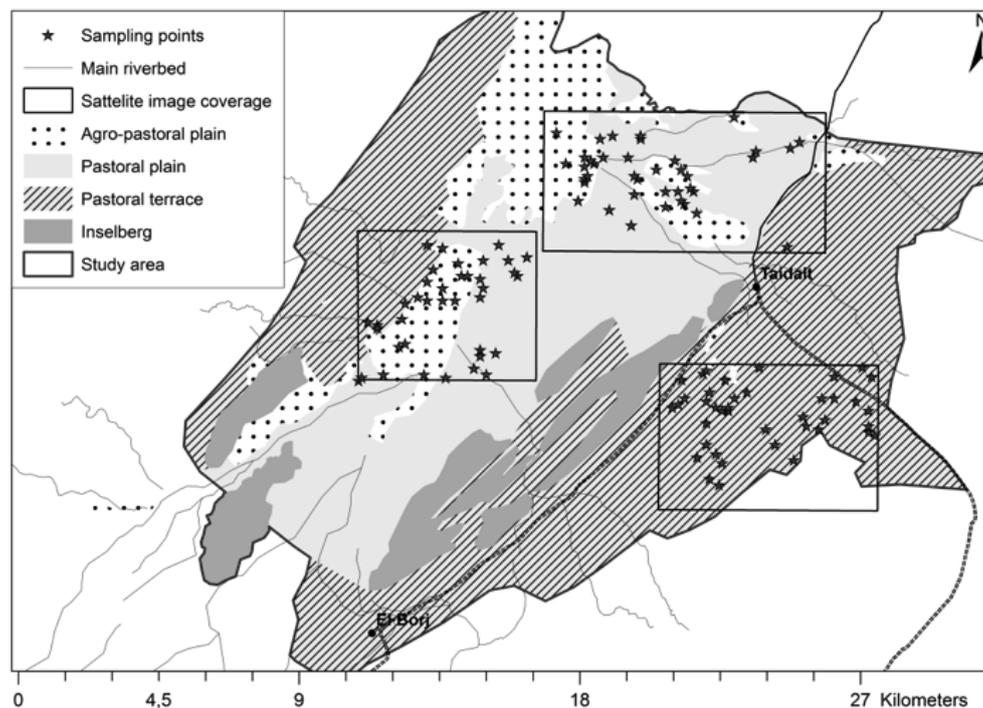


Figure 2: Land use modalities and sampling design distribution in the study area.

2.4 TREE INVENTORY AND MEASUREMENT

Sampling points were identified in the field with a Garmin 62 GPS. The Point-Centred Quarter Method (PCQM) was chosen for its accuracy regardless of stem density heterogeneity (Sparks et al., 2002) and for its feasibility for a single operator. PCQM consists in the delimitation of four quarters (here delimited according to the cardinal points) and in the measurement in each quarter of the nearest tree from the centre (Fig. 3).

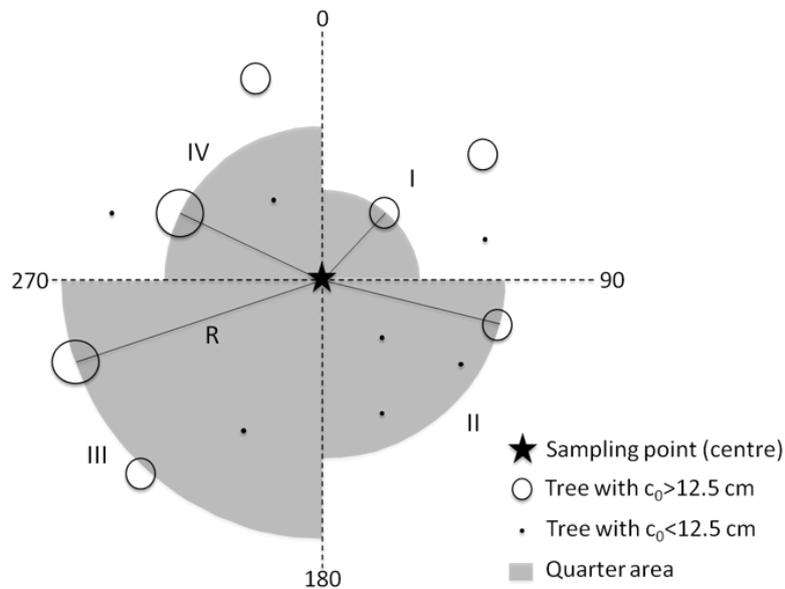


Figure 3: PCQM-plot design. Distances of the nearest tree from the centre (R) define quarter area. One tree was measured per quarter; understory composition, regeneration and stumps counts concern the whole grey area.

The nearest tree (with a circumference at ground level $c_0 > 12.5$ cm) was located and its distance R from the centre was measured with a tape for $R < 30$ m or was calculated with the GPS for $R > 30$ m. The tree species was identified and we measured the total height (H), the circumference at ground level (c_0) of every tree stem with $c_0 > 12.5$ cm, two perpendicular canopy diameters (D_{max} and D_{min}), and the first green leaf height (h). The debarking intensity (DI) was estimated as the percentage of trunk debarked and the pruning intensity (PI) through a count of visible scars. Tree vitality was subjectively assessed through a greenness index (GI , 0: no green leaves; 1: green leaves covering less than 50% of the total canopy; 2: green leaves covering between 50 and 90% of the canopy; 3: dense and totally green canopy) (Andersen & Krzywinski 2007). If the nearest tree was more than 100 m away from the centre, the quarter was considered as vacant, *i.e.* containing no tree. Inside the quarter area, visible stumps were counted and the three dominant shrub species were noted. *V. raddiana* regeneration was counted by distinguishing seedlings ($10 \text{ cm} < H < 50 \text{ cm}$ and $c_0 < 12.5 \text{ cm}$) and saplings ($H > 50 \text{ cm}$ and $c_0 < 12.5 \text{ cm}$). Topography was coded as plain or terrace. Land use was either only pastoral or agro-pastoral (in areas occasionally used for cereal cultivation). Finally, topography and land use were mixed into three land use modalities: (pastoral) terrace, agro-pastoral plain and pastoral plain (no cereal cultivation was practised on terrace). Tree microhabitat was determined as floodplain, main channel, secondary channel or interfluvium (Stavi et al., 2014). Table 2 shows the number of quarters per land use and microhabitat.

Table 2: Tree species in the 468 quarters and their distribution in land use modalities and microhabitats

	<i>Vachellia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	<i>Vachellia</i> <i>flava</i>	<i>Argana</i> <i>spinosa</i>	<i>Ziziphus</i> <i>lotus</i>	Vacant	Total
Terrace	145	0	8	0	19	172
Main channel	15	-	6	-	2	23
Secondary channel	65	-	-	-	-	65
Floodplain	65	-	2	-	2	69
Interfluve	-	-	-	-	15	15
Pastoral plain	148	0	1	20	34	203
Main channel	35	-	1	4	9	49
Secondary channel	9	-	-	1	-	10
Floodplain	104	-	-	15	25	144
Interfluve	-	-	-	-	-	-
Agricultural plain	67	1	1	15	9	93
Main channel	2	-	-	4	-	6
Secondary channel	2	-	1	2	-	5
Floodplain	63	1	-	29	9	102
Interfluve	-	-	-	-	-	-
Total	360	1	10	35	62	468

2.5 VARIABLES AND STATISTICS

Tree basal area (BA) was calculated as $BA = \sum c_0 / (4\pi)$. Total trunk diameter (d_0) was deduced from BA as $d_0 = \sqrt{4BA/\pi}$. Canopy was assumed to be an ellipse for the calculation of canopy area as $CA = \pi \cdot D_{max} \cdot D_{min} / 4$. A shape index ($SI = H/d_0$) was defined to characterize the general shape of *V. raddiana*. Because of the presence of vacant quarters, the Warde and Petranks (1981) method was used for tree density calculation. Tree density was defined as $\lambda = CF/R'^2$ with CF the Warde and Petranks correction factor and $R' = \sum_{i=1}^{4n-n_0} R / (4n-n_0)$ with $4n$ the total quarter number, R the distance from the sampling point to the nearest tree, and n_0 the vacant quarter number. The relative density for a species i was calculated as $\sum n_i / (4n-n_0)$ with n_i the number of quarters with the species i . A Principal Components Analysis (PCA) was performed from quantitative variables (*i.e.* R , d_0 , H , h , CA , SI , DI , GI and PI) in order to study tree heterogeneity and the contributions of variables. Total regeneration was calculated by summing seedling and sapling numbers. Total Regeneration Rate (TRR) was defined as the ratio between total regeneration and the number of adult trees measured. Established regeneration – and corresponding Established Regeneration Rate (ERR) – was calculated from saplings. The debarking probability (DP) was defined as the percentage of debarked trees. Mortality was assessed from the number of visible stumps and dry trees (*i.e.* greenness index = 0).

Non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance enabled testing of the distribution difference among groups. When the null-hypothesis was rejected, the non-parametric Dunn test was used to identify the stochastic difference between groups. When hypotheses of normal distribution (Shapiro test) and homoscedasticity (Bartlett test) were verified, ANOVA was used instead of Kruskal-Wallis. Correlations were tested with the Spearman test for quantitative variables. The statistical analysis was computed with the R software [<http://www.R-project.org/>]. The null-hypothesis was rejected at a significance level of 5 %.

3. Results

3.1 ACACIA STANDS AND HUMAN ACTIVITIES

3.1.1 Acacia trees and agricultural activities

Cultivation in the agro-pastoral plain depended on the date of the flood episode and the amount of rainfall. In the study area, on a potential arable area of 1 400 ha, the effectively cultivated area was 52.2 ha in 2013 and 173.9 ha in 2014. Cultivation work starts just after the flood episode, between one or two weeks after the rainfall. During the same day, each farmer hand-sows grains, and then disks his field with a tractor. Tractors are owned by wealthy farmers and are rented to others. All farmers use mechanized disking, and animal-drawn tillage is no longer practised in this area. In both years, the harvest was taken in by hand in May and June, but for more productive years, a combine harvester may be rented in the closest city.

Farmers do not appreciate small acacia trees or other shrubs in their fields, because they represent an obstacle for machines, but they do not systematically remove acacia saplings: “As we don’t farm every year, acacia trees grow. We have not farmed here for three years now, and look how many [acacia trees] have grown. It’s good to farm this year: if we don’t, the whole area will be full of acacia trees” (Taidalt farmer, June 2013). In contrast, they appreciate large acacia trees, mainly for their shade or as windbreaks. To obtain shade, people “clean” trees (*i.e.* they trim lowest branches) to force them to “rise” (*i.e.* to develop a distinct canopy) (Fig. 4A). Without any human intervention, farmers consider acacia tree grows as a windbreak (Fig. 4B). Farmers consequently manage tree regeneration during cultivation periods in selecting saplings according to their shape and their location.

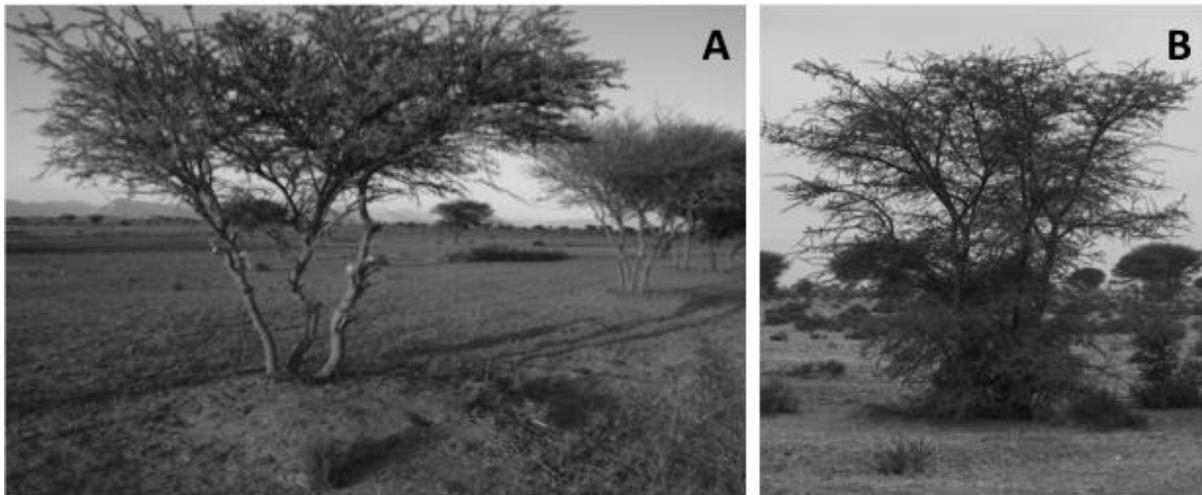


Figure 4: Contrasting management practices of *V. raddiana* trees in the agro-pastoral plain. A: aligned pruned tree dedicated to shade and frontier materialization; B: un-pruned tree acting as a windbreak.

3.1.2 Acacia trees and pastoral activities

Like the rest of the study area and despite occasional cultivation, the agro-pastoral plain is essentially a rangeland. *V. raddiana* trees are thus primarily conserved in the agro-pastoral plain for their pastoral value: “If I cut an acacia tree today and a camel or a goat comes tomorrow, what will he [she] eat?” (Shepherd, February 2014). Both sedentary and semi-nomadic herds browse the area. Sedentary herds for a household do not exceed 20 animals. When grasses and herbs are available, herds are grouped – due to their small size – and given to a paid shepherd who herds them around the village (to a radius of about 10 km). In 2013, Taidalt villagers employed three shepherds. One of them, for example, was employed between April and July 2013 by 16 villagers to herd a total of 138 goats and 44 sheep. Semi-nomadic herds of goats and sheep are bigger (from 150 heads) and may include dromedaries. Their pastoral area ranges from the southern border with Mauritania (more

than 1 000 km from the study site) to less clearly defined northern limits. They usually do not go further than 100 km north, except in the case of severe drought. In 2013 and 2014, they were particularly numerous in the study area between March and August, where they settled and grazed, mostly in the plain.

Acacia trees are highly sought by livestock for their mature pods in April-May (period called *tawadi*) and leaves in August (*smeim*). They therefore constitute a highly valued standing source of forage in a context of general uncertainty, especially in periods of shortage: “If there is an abundance of herbs, during a wet year, goats won’t eat acacia pods between May and August. They will eat only few of them. So, pods stay on the ground and goats will eat them in August or September, when herbs are dry” (Herder, February 2014). Herders and shepherds may consequently hang pods and leaves from acacia trees to feed animals. For instance, the shepherd employed in 2013 by settlers in Taidalt went for two days to an area where he was told there were a lot of acacia pods. On this occasion, an iron rod was used to hang pods from acacia trees. Herders used to debark trees in the case of severe drought, especially to feed camels. But all interviewed settlers and semi-nomads affirmed they no longer practised debarking as they preferred buying state-subsidized grain as food complement. This was confirmed by our observations and by the local forester.

3.1.3 *V. raddiana* trees exploitation

Local foresters do not consider the study site as an area of commercial charcoal production. During the survey, only one charcoal burner, in Taidalt village, was identified and observed in his activities. The charcoal burner either prunes or cuts entire living trees with a small axe. Wood is then gathered in a 2x1 m coalhole with donkey-drawn cart. After a three-hour carbonization process, charcoals cool down for eight hours and are gathered in two to three large bags to be sold in Taidalt village (from 110 to 130 MAD/bag). Thus, up to 15 bags a week could be produced. The charcoal producer was active only during periods of unemployment, so the charcoaling activity varied from year to year and over the course of a year.

In addition to commercial charcoal, semi-nomads harvest domestic fuel wood. All informants assert they only prune dry branches, perceived as sufficient to meet domestic needs. This was confirmed by the local forester: “Here in the province, the charcoal production does not represent a big issue. People only produce charcoal for self-consumption. And they mostly use gas. And they mostly use dry and dead branches” (Local forester of Guelmim province, February 2014).

Finally, *V. raddiana* is a source of medicines for people who use its gum, leaves and pods in the local pharmacopeia. Gum is collected exclusively from exudates during summer. Given the northern location of the study site, people considered that *V. raddiana* does not produce a lot of gum there.

Altogether, these uses and practices may influence, together with environmental factors, several measurable tree and stand parameters (Table 1).

3.2 STRUCTURE OF ACACIA STANDS

3.2.1 Distribution and individual variability

V. raddiana was the dominant tree species with a relative density of 79.6%, associated with *Ziziphus lotus* in sandy plain (7.5%) and *Argania spinosa* (L.) Skeels in terrace (2.1%). Vacant quarters occupied 13.2% of the sample (Table 2). *Hammada scoparia* (found in 94% of the quarters) and *Launaea arborescens* (Batt.) Murb. (46%) dominated the shrub layer. Some species were specific to particular habitats, e.g. *Stipagrostis pungens* (Desf.) de Winter on sandy soils, *Retama raetam* (Forssk.) Webb in main riverbeds or *Traganopsis glomerata* Maire & Wilczek on rocky terrace soils. Most quarters were located in floodplain microhabitat (Fig. 5) and 77.3% of them included a *V. raddiana* tree. Secondary channels had the highest probability of including an acacia tree (96.2%) while no measurable tree was found in interfluves.

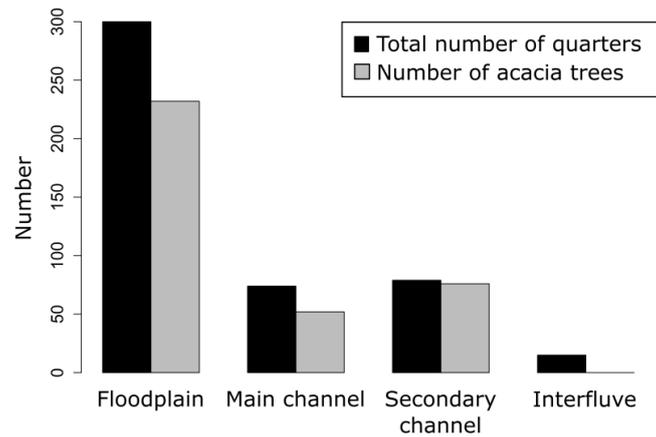


Figure 5: Numbers of quarters and acacia trees by microhabitat.

The two-dimensional projection of *V. raddiana* individuals explained about 60% of the total variance of the PCA (Fig. 6). Size parameters (CA , d_0 , H) contributed to the first axis and explained 45.27% of the variance. The second axis explained 15.16% of the variance and was associated with greenness index and debarking intensity. Individuals from the three microhabitats and from the three land use modalities were mixed in the PCA plan (Fig. 6). *V. raddiana* size was mainly influenced by land use and microhabitat; topography had less effect (Table 3). Dunn tests additionally distinguished agro-pastoral plain trees from terrace and pastoral plain trees. Tree vitality and exploitation were affected by land use, microhabitat and topography (Table 3). Dunn tests revealed significant differences in vitality and exploitation between the three land use modalities, the three microhabitats and the two topographic contexts.

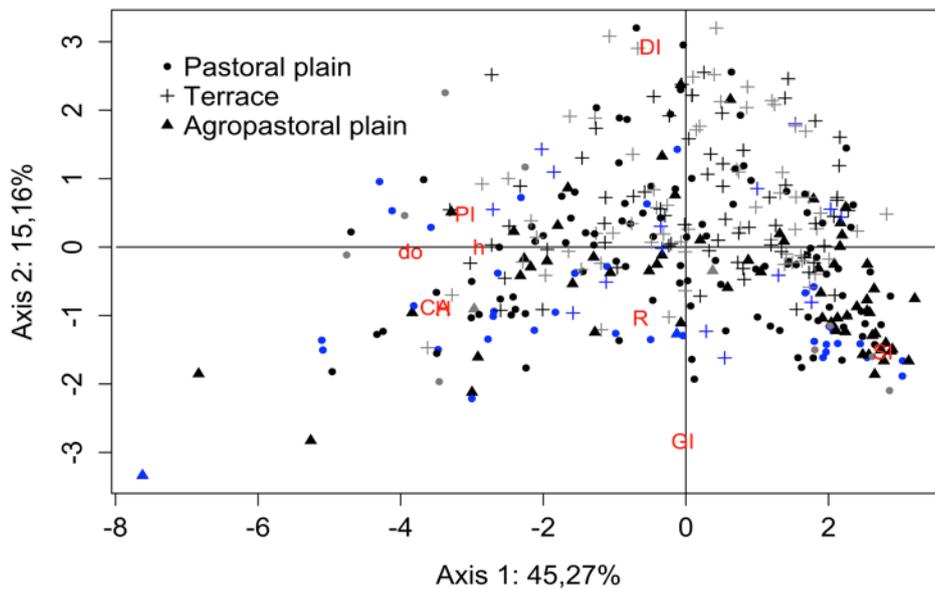


Figure 6: Acacia trees and variables projection in the PCA two-dimensional plan by land use modalities (symbols) and microhabitats (floodplain in black, main channel in grey, secondary channel in blue). Considered variables (named in red) are: canopy area (CA), trunk diameter (d_0), tree height (H), first leaf height (h), shape index (SI), distance from the centre (R).

Table 3: Effects of land use, microhabitat and topography on *V. raddiana* size variables, greenness index, debarking and pruning intensity (Kruskal-Wallis tests p-value)

		Land use	Microhabitat	Topography
Size variables	d_0	0.009**	0.078	0.864
	CA	0.003**	0.023*	0.096
	H	0.009**	0.023*	0.042*
	h	0.489	0.793	0.499
	SI	<0.001***	0.204	<0.001***
Vitality variable	GI	<0.001***	<0.001***	<0.001***
Exploitation variables	DI	<0.001***	0.005**	<0.001***
	PI	0.002**	0.130	0.090

* Significant effect at $p < 0.05$; ** significant effect at $p < 0.01$; *** significant effect at $p < 0.001$.

3.2.2 Land use effect on the structure of acacia stands

V. raddiana were small trees with a mean height of 2.9 m (± 1.3 SD) and a maximum height of 9.0 m. Small trees in terms of trunk diameter were predominant in pastoral and agro-pastoral plain (Fig. 7). In terrace, there were fewer 5-10 cm and 10-15 cm trunk diameter trees than 15-20 cm trees. The agro-pastoral plain had the highest ratio of both small trees and the largest trees. Individual parameters varied by land use (Table 4). In terrace and agro-pastoral plain, tree heights (Dunn test; $p=0.45$) and canopy areas ($p=0.21$) were similar, and differed from those of the pastoral plain (all $p < 0.01$). Tree diameter differentiated pastoral plain and terrace trees ($p=0.09$) from agro-pastoral plain trees (all $p < 0.03$). Greenness index was similar in pastoral and agro-pastoral plain ($p=0.28$) when compared to terrace (all $p < 0.001$). The shape index was different between the three land use modalities (all $p < 0.03$).

The mean distances to the nearest tree (R) were 38.6 m (± 22.5 SD) in terrace, 41.3 m (± 23.9 SD) in pastoral plain and 39.2 (± 22.8 SD) in agro-pastoral plain. Corresponding tree densities per hectare were 5.2 in terrace, 4.0 in pastoral plain and 6.1 in agro-pastoral plain. The distance R was influenced by land use (ANOVA; F-value=3.388; $p=0.035$), but differences were significant only between pastoral and agro-pastoral plains (Wilcoxon test; $p=0.02$). The microhabitat also influenced the distance R (Kruskal-Wallis test; $p < 0.001$) with mean values of 44.6 (± 29.3 SD) in floodplain, of 56.0 (± 30.0 SD) in main channel and of 39.0 (± 20.2 SD) in secondary channel. The differences were significant between all pairs (Dunn tests; all $p < 0.001$), except between floodplain and secondary channel ($p=0.20$).

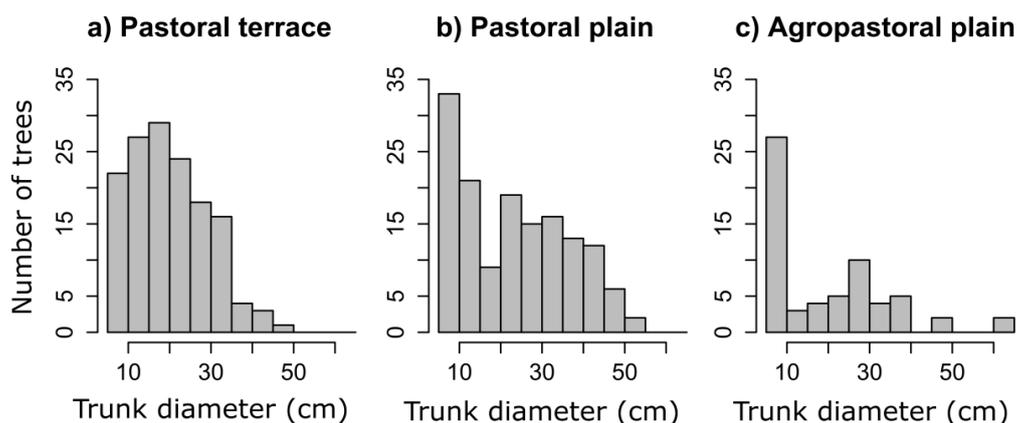


Figure 7: *V. raddiana* tree size distribution by land use (for trees with $d_0 > 5$ cm).

3.3 DYNAMICS OF ACACIA STANDS

3.3.1 *V. raddiana* regeneration

Total regeneration was represented by 377 individuals including 205 seedlings and 172 saplings. Regeneration concerned 24% of terrace, 20% of pastoral plain and 49% of agricultural plain quarters; and 28% of floodplain, 23 % of main channel, 30% of secondary channel and 20% of interfluvial quarters. Regeneration density was highly heterogeneous with 4.6 individuals/ha (± 17.2 SD) in terrace, 4.3 (± 20.1 SD) in pastoral plain and 28.7 (± 65.5 SD) in agro-pastoral plain. Land use significantly influenced regeneration density (Kruskal-Wallis test; $p < 0.001$); Dunn test contrasted agro-pastoral plain with pastoral plain and terrace. Conversely, no microhabitat effect on the regeneration density was found (Kruskal-Wallis tests; $p = 0.50$). The lowest regeneration rate was in terrace while agro-pastoral plain had the highest score (Table 4).

Table 4: Main *V. raddiana* stand parameters by land use (mean values are given with standard-deviation and Kruskal-Wallis tests p-value)

		Pastoral terrace	Pastoral plain	Agro-pastoral plain	p-value
Size variables	<i>H</i> (m)	2.7 \pm 0.9	3.2 \pm 1.3	3.0 \pm 1.7	$p < 0.01$
	<i>d_o</i> (cm)	19.8 \pm 9.2	23.0 \pm 13.3	18.7 \pm 14.5	$p < 0.01$
	<i>SI</i>	0.15 \pm 0.05	0.17 \pm 0.07	0.20 \pm 0.07	$p < 0.001$
	<i>CA</i> (m ²)	16.3 \pm 12.3	26.8 \pm 24.3	24.0 \pm 33.1	$p < 0.01$
Total regeneration	count	73	69	235	
	<i>TRR</i>	50.3%	46.6%	350.7%	
Established regeneration	count	23	31	118	
	<i>ERR</i>	15.9%	20.9%	176.1%	
Mortality	stumps count	4	7	0	
	dead trees	1	0	0	
	Mortality rate	3.4%	4.7%	0%	
	Mean <i>GI</i>	1.88 \pm 0.55	2.25 \pm 0.69	2.31 \pm 0.58	$p < 0.001$
Greenness index	0	0.7%	0	0	
	1	20.0%	14.2%	6.0%	
	2	70.3%	46.6%	56.7%	
	3	9.0%	39.1%	37.3%	

3.3.2 *V. raddiana* mortality and human exploitation

Eleven visible stumps were noted in five quarters (three in terrace and two in pastoral plain) and one dry tree was found, leading to low mortality rates (Table 4). Most wood exploitation was done by pruning and trimming: 60.3% of *V. raddiana* trees were pruned, with an average of 5.4 (± 7.0 SD) scars per tree. The pruning intensity was influenced by land use (Kruskal-Wallis test; $p < 0.01$) but this effect disappeared when corrected by tree size.

The main identified cause of debarking was donkeys. Debarking concerned 122 (33.9%) *V. raddiana* trees (42.1% of terrace, 35.1% of pastoral plain and 13.4% of agro-pastoral plain trees). Debarking probability was dependent on tree size (Kruskal-Wallis test; $p < 0.001$). Debarking intensity (*DI*) was positively correlated with trunk diameter (Spearman test; $p < 0.001$; $\rho = 0.26$). Debarking concerned between 31.8 and 55.6% of trees with $d_o > 15$ cm, 11.0% of the 5-10 cm trees, and 17.6% of the 10-15 cm trees. Land use had no effect on *DI* after tree size correction (Kruskal-Wallis tests; all $p > 0.15$), except for the trees with $d_o < 10$ cm ($p < 0.01$), which showed higher *DI* in terrace than in pastoral and agro-pastoral plains (Dunn test; $p < 0.001$).

3.3.3 *V. raddiana* vitality

Most *V. raddiana* trees had a greenness index of “2” (Table 4). Pastoral and agro-pastoral plains showed a higher percentage of trees with a greenness index of “3” and a lower percentage of trees with a greenness index of “1” than terrace (Table 4). Greenness index was not correlated with trunk diameter (Spearman test; $p = 0.54$) or canopy area ($p = 0.06$) and was negatively correlated with debarking intensity ($p < 0.001$; $\rho = -0.21$). Land use influenced greenness index (Kruskal-Wallis test;

$p < 0.001$); Dunn tests contrasted terrace with agro-pastoral and pastoral plains. The effect of land use on greenness index was significant even after excluding trees with $d_0 < 10$ cm (Kruskal-Wallis test; $p < 0.001$), and showed the same discrepancy between terrace and pastoral and agro-pastoral plains. Greenness index correlated with debarking intensity in agro-pastoral (Spearman test; $p < 0.001$) and pastoral ($p < 0.01$) plain but not in terrace ($p = 0.82$). Thus, greenness index depended on both topography and debarking.

4. Discussion

4.1 FUNCTIONS AND STRUCTURE OF *V. RADDIANA* STANDS

4.1.1 Socio-ecological roles of *V. raddiana*

In the study site, *V. raddiana* trees are spatially and functionally embedded within a complex human subsistence system, which confirms that acacia trees are of major importance for Sahrawi agro-pastoralists (Volpato and Puri, 2014). Farmers use mature man-shaped acacia trees in their fields as shelters against the harshness of the climate (sun and winds), despite their drawbacks in terms of machine accessibility and cereal productivity (Noumi et al., 2011). Trees are also useful for land-ownership identification (Figure 2A) and as an aid to orientation through the plain. One educated villager also mentioned that *V. raddiana* slows down water flow and soil erosion, which nevertheless is not a widespread justification among farmers. However, farmers do not plant nor transplant acacia trees in their fields and the renewal of the tree population seems to be ensured because grain cultivation is occasional. Farmers manage natural regeneration by regulating tree density and by pruning young and mature trees. In doing so, they may consequently influence tree spatial distribution, shape and selection but may not drastically change the spatial patterns of acacia stands through the landscape.

For herders, *V. raddiana* tree is particularly crucial during the dry season because of (1) its evergreen canopy and (2) its production of leaves and mature pods when forage is scarce (Andersen et al., 2014). *V. raddiana* presents in this season a high palatability and nutritive value, especially for crude protein requirements (Heneidy, 1996). It has also an indirect forage value through the overall improvement of rangeland understory (Abdallah and Chaieb, 2010). The importance of *V. raddiana* as a valuable resting area for shepherds and animals is also well known (Munzbergova and Ward, 2002). Shepherds used to cut branches and remove bark during severe droughts to feed their animals, especially dromedaries and young goats. The access to state-subsidized food complements could have led to the disappearance of this practice. During tree inventories, no severe canopy damage was observed, which confirmed informant information. Today, state subsidies for animal husbandry in the case of drought could have greatly contributed to the evolution of *V. raddiana* uses and thus may have favoured acacia conservation in these regions. Further socio-economic and historical studies on husbandry may be necessary to confirm this assumption, notably because the access to markets may also have played an important role.

Finally, the *V. raddiana* tree is harvested for firewood, charcoal and medicinal products, which in certain regions constitutes a major obstacle to its conservation (Andersen and Krzywinski, 2007). At the study site, no local regulation legislation is in force while commercial charcoal production is considered as a critical threat by informants. Moroccan forestry legislation forbids wood harvesting, but the implementation of this legislation is however hampered by staff shortages. The weakness of local and governmental institutions regarding tree harvest control and regulation may contribute to the vulnerability of acacia stands and better enforcement is required.

4.1.2 The heterogeneity of acacia stands

V. raddiana are small trees forming irregular and scattered stands (Noumi and Chaieb, 2012; Ward and Rohner, 1997). Our measurements of tree height and canopy area were similar to those found in other studies (Lahav-Ginott et al., 2001; Noumi et al., 2010b). In Tunisia, tree density was five trees/ha (Noumi and Chaieb, 2012) and it ranged from 0.4 to 16 trees/ha in the Negev Desert

(Andersen and Krzywinski, 2007; BenDavid-Novak and Schick, 1997). Our results indicate comparable densities, influenced by microhabitat and human activities. The microhabitat effect was investigated by Stavi et al. (2014) who suggested that intensive floods, in uprooting trees, may limit tree density in certain microhabitats, such as main channels. Additionally, water and local variation in the runoff regime may have a considerable impact on the distribution and density of *V. raddiana* stands (Lahav-Ginott et al., 2001). But other environmental factors may play a role (e.g. soil fertility) and further study would be necessary to address the origin of the microhabitat effect. Tree inventory revealed a decreasing tree size distribution pattern, indicating a positive trend in *V. raddiana* dynamics. In contrast, the literature more often offered negative perspectives (Noumi and Chaieb, 2012; Ward and Rohner, 1997), except the work of Lahav-Ginott et al. (2001). Our results indicated a weak effect of topography or microhabitat on acacia tree size, in contrast to land use. In the agro-pastoral plain, *V. raddiana* stands contained the biggest trees and showed especially high recruitment rates. In addition, topography had also an effect on recruitment, with lower values in pastoral terrace than in pastoral plain. Thus, at the stand scale, *V. raddiana* structure was influenced by environmental (i.e. topography and microhabitat) and anthropogenic (i.e. land use) factors. While the agro-pastoral use of the landscape was positively correlated with tree recruitment and density, further study would be required to distinguish the respective roles of environmental and anthropogenic factors.

4.2 HUMAN INFLUENCE ON ACACIA STAND DYNAMICS

4.2.1 *V. raddiana* regeneration

With high regeneration density and low mortality rate, our results underlined a regenerative dynamic, especially in the agro-pastoral plain. Tree regeneration in drylands strongly depends on water availability (Larwanou and Saadou, 2005). The germination of *V. raddiana* seeds additionally requires high temperatures (Danthu et al., 2003). Thus, both temporality and intensity of rainfall have to be considered. *V. raddiana* regeneration may also be strongly affected by an alteration of water surface flows (BenDavid-Novak and Schick, 1997; Ward and Rohner, 1997). One may assume that farmers cultivate areas that offer the best water conditions and thus that agro-pastoral plains may have better water status than pastoral lands. In addition, farmers maintain traditional dams and flatten cultivated areas in order to maximize runoff harvesting and the surface area flooded and also to minimize the flow velocity. In addition, tractor disking may contribute to breaking the soil pellicle and increases soil water infiltration, notwithstanding its possible detrimental effects on soil water storage and hydraulic conductivity (McGarry et al., 2000). Overall, land planning for agriculture and farming practices may contribute (1) to burying and protecting seeds, and (2) to creating a favourable microhabitat for germination (Noumi et al., 2010a). Hence, scattered agricultural activities under these extreme conditions may promote acacia regeneration. Secondly, moderate browsing is recognized as contributing to the regeneration of *V. raddiana* (Rohner and Ward, 1999), through seed dispersal (Miller, 1996), enhanced germination (Danthu et al., 2003) and trampling (Noumi et al., 2010b). Unfortunately, the influence of browsing is difficult to assess in a field snapshot for mobile and open-access systems (Andersen and Krzywinski, 2007), which prevented us from studying the direct effect of browsing. Nevertheless, our results showed that *V. raddiana* regeneration, establishment and survival were effective under the observed agro-pastoral practices. This suggests a sustainable use of *V. raddiana* trees within the framework of the current agro-pastoral system. To go further in the understanding of acacia regenerative dynamics in this area, it would be necessary to investigate (1) the effect of domestic herds on seed dispersal, germination and seedling survival and (2) the effect and intensity of seed predation by insects (Derbel et al., 2007), which is a major issue for *V. raddiana* regeneration elsewhere (Noumi et al., 2010a).

4.2.2 *V. raddiana* mortality and human exploitation

High *V. raddiana* mortality (up to 16.8%) was reported in the Negev Desert (Stavi et al., 2014). Considering our contrasting results, *V. raddiana* mortality may be a problem specific to that area. Mortality may be related to climate change (Stavi et al., 2014), road construction (Ward and Rohner, 1997) or charcoal production (Andersen and Krzywinski, 2007). In our case, charcoal production (assessed from visible stumps) induced most tree death but remained weak. The low mortality rates, following three successive dry years, highlight the high tolerance of *V. raddiana* to drought (Andersen et al., 2014). Informant information corroborates that acacia trees rarely die from drought, but this would require further specific studies to be better understood.

Debarking affected one third of acacia trees. All informants (from local people to foresters) suggested that debarking trees to feed animals is no longer practised and that current debarking was mainly caused by donkeys. Consistently with MacGregor and O'Connor (2004), we found that debarking was correlated with tree size and was unlikely to cause tree death. Only partial debarking was observed, which may not be sufficient to kill trees (Moncrieff et al., 2008). Debarking had however an impact on canopy greenness in plain, in contrast to terrace. In assuming that water availability is the main limiting factor for acacia tree vitality (Wiegand et al., 2000a), the effect of debarking may be visible when water becomes less constraining. Debarking may thus affect tree growth (Scogings and Macanda, 2005) and increase water stress, contributing to tree vulnerability in the face of severe drought. Furthermore, small trees were more often debarked in terrace than in plain. Because of lower vitality and higher water scarcity, an acacia tree in terrace may be older than a same-sized acacia in plain (Martin and Moss, 1997). Small terrace trees may consequently have been longer exposed to bark predators (either people or animals) than plain trees. The access to the trunk may also influence debarking. Because of their higher vitality in plain, small *V. raddiana* trees had higher canopy density and a bushier configuration there (pers. obs.). Small terrace tree trunks may thus be more accessible. Finally, debarking depends on the animals' preferences and forage availability (Scogings and Macanda, 2005), which may be lower in terrace.

4.3 PERSPECTIVES FOR RESEARCH ON SAHARAN ACACIA TREES

4.3.1 Acacia trees and people: a currently sustainable cohabitation?

Assessing the effect of human practices on tree ecology remains a challenge as measurable tree parameters are also influenced by numerous other environmental factors (*e.g.* greenness index depends on human exploitation and on drought harshness levels, tree density depends on tree removal and selection by people and on abiotic factors, etc.). This study however showed that altogether, the socio-ecological roles of *V. raddiana* encourage Sahrawi agro-pastoralists to conserve, protect and shape trees. The management practices of acacia trees in the agro-pastoral plain, together with environmental factors, resulted in relatively dense and, at the time of the study, regenerating tree stands. In addition, current wood exploitation did not represent a threat to the sustainability of *V. raddiana* trees, despite the powerlessness of the regulatory authorities. Clearly, snapshot studies constitute a starting point to the understanding of drylands, because of the high stochasticity and the low predictability of environmental factors and of tree stands dynamics (Wiegand et al., 2000b). Moreover, as those dynamics commonly differ between local sites (Lahav-Ginott et al., 2001), other locations should be investigated by further research. For instance, the southern Draa Hamada, an area regionally known as a place of high charcoal production, may show dissimilar dynamics. However, restricted access, for reasons of safety and political instability, hampers such research. Thus, further long-term and multi-site studies are required to assess the sustainability of *V. raddiana* stands in the Saharan region. In addition, such studies should pay particular attention to the mixed effects of human and environmental factors on tree stands dynamics.

4.3.2 The rural forest paradigm to better address dryland forest management?

In underlining the simultaneous influence of anthropogenic and environmental factors on *V. raddiana* trees and the importance of this species for local activities, our results suggest that *V. raddiana* stands could be considered as rural forests (*sensu* Genin et al., 2013). Firstly, *V. raddiana* ensures livelihood-sustaining functions through its multipurpose role for people (sheltering function, wood and forage provision, medicines, cultural). Secondly, *V. raddiana* trees are managed in a multipurpose perspective, especially by farmers who shape them and manage selection and regeneration. Thirdly, *V. raddiana* constitutes a secure and predictable resource for herders, *i.e.* a living capital to better cope with drought and uncertainty. Finally, as in the case of rural forests (Genin et al., 2013; Michon et al., 2007), *V. raddiana* stands are (1) managed, shaped and transformed by Saharan rural societies; (2) fully integrated within farming and pastoral systems; and (3) structure-building components of rural landscapes and production systems.

The framework of analysis of the rural forest paradigm may contribute to better distinguishing the respective influence of human and environmental factors on tree stands structure and dynamics in drylands. This is particularly crucial in order to bring desertification and dryland degradation under control and as a basis for determining appropriate conservation policies. One of the current challenges in monitoring desertification and its causes is to use accurate indicators of long-term trends, such as slow variables (Carpenter and Turner, 2001). In contrast with annual plants, trees have a slow response to short-term climatic variations and may constitute an indicator of dryland ecosystem state and degradation. Notably, as ecological keystone species (Munzbergova and Ward, 2002; Noumi et al., 2012), *V. raddiana* trees may be a good *proxy* to assess overall ecosystem sustainability (Grouzis and Le Floch, 2003). Furthermore, *V. raddiana* stand monitoring may provide a basis for assessing patterns of change in climatic or human exploitation. Rural forest paradigm and associated integrated approaches (as suggested Reynolds et al., 2007) may thus improve our understanding of desertification processes and may help in implementing effective measures to deal with this environmental and social issue.

5. Conclusion

The aim of this work was to assess the structure and dynamics of Saharan acacia stands and to better understand the influence of human activities. Our results emphasized the practices of Sahrawi farmers and herders who shape individual trees and their influence on *V. raddiana* stand structure and dynamics. In exchange, *V. raddiana* provides a broad range of provisioning ecosystem services that may influence local subsistence strategies. Far from being a binary exploitation / degradation relationship, current Saharan agro-pastoralism cannot be described as an unsustainable use of *V. raddiana* trees. On the contrary, acacia stands were in a positive regenerative dynamic, in spite of browsing and cultivation. While national forest management and conservation plans in Morocco are based on the regulation, or even exclusion, of human activities because of their deleterious effects (Aubert, 2013), our results plead against this widespread approach. Further studies would be required to better understand the complex nature of the relationships between *V. raddiana* and the Sahrawi society on the one hand, and to better distinguish the respective impact of anthropogenic and environmental factors on the other hand. In a context of forthcoming harsher climatic conditions, such studies are crucial to provide better information on socio-ecosystem issues and challenges regarding *V. raddiana* and to plan efficient conservation policies that will satisfy both ecological and socio-economic priorities.

Acknowledgements

We would like to thank IRD (VIR funding), the Med-Inn-Local program of the ANR (Agence Nationale pour la Recherche, France) for the funding provided for this research (n° ANR-12-TMED-0001-01), and LMI MediTer and the Cadi Ayyad University of Marrakech for technical and logistical support, particularly Geneviève Michon, Florence Pinton, Hassan Kamil and Mohamed

Alifriqui for their sound advice and expertise. We are grateful to the inhabitants of Taidalt village for their cooperation and especially to Hassan Bouchrouaat for his precious help as a translator and a key facilitator.

References

- Abdallah, F., Chaieb, M., 2010. Interactions of *Acacia raddiana* with herbaceous vegetation change with intensity of abiotic stress. *Flora* 205, 738–744.
- Abdallah, F., Noumi, Z., Touzard, B., Belgacem, A.O., Neffati, M., Chaieb, M., 2008. The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) Subsp. *raddiana* (Savi) and livestock grazing on grass species composition, yield and soil nutrients in arid environments of South Tunisia. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 203, 116–125.
- Andersen, G.L., Krzywinski, K., 2007. Mortality, recruitment and change of desert tree populations in a hyper-arid environment. *PLoS One* 2, e208.
- Andersen, G.L., Krzywinski, K., Talib, M., Saadallah, A.E.M., Hobbs, J.J., Pierce, R.H., 2014. Traditional nomadic tending of trees in the Red Sea Hills. *J. Arid Environ.* 106, 36–44.
- Aubert, P., 2013. Les évolutions de la politique forestière au Maroc : entre réappropriation du modèle forestier français et idéalisation de la tribu. *Rev. For. française* LXV, 305–316.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Mwonga, S.M., 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *J. Appl. Ecol.* 26, 1005–1024.
- BenDavid-Novak, H., Schick, A.P., 1997. The response of *Acacia* tree populations on small alluvial fans to changes in the hydrological regime: Southern Negev Desert, Israel. *Catena* 29, 341–351.
- Carpenter, S.R., Turner, M.G., 2001. Hares and Tortoises: Interactions of Fast and Slow Variables in Ecosystems. *Ecosystems* 3, 495–497.
- Danthu, P., Roussel, J., Neffati, M., 2003. La graine et la germination d'*Acacia raddiana*, in: Grouzis, M., Le Floch, E. (Eds.), *Un Arbre Au Désert: Acacia Raddiana*. IRD Editions, Paris, pp. 265–284.
- Derbel, S., Noumi, Z., Werner Anton, K., Chaieb, M., 2007. Life cycle of the coleopter *Bruchidius raddianae* and the seed predation of the *Acacia tortilis* Subsp. *raddiana* in Tunisia. *C. R. Biol.* 330, 49–54.
- Genin, D., Aumeeruddy-Thomas, Y., Balent, G., Nasi, R., 2013. The Multiple Dimensions of Rural Forests: Lessons from a Comparative Analysis. *Ecol. Soc.* 18, 27.
- Genin, D., Simenel, R., 2011. Endogenous Berber Forest Management and the Functional Shaping of Rural Forests in Southern Morocco: Implications for Shared Forest Management Options. *Hum. Ecol.* 39, 257–269.
- Grouzis, M., Le Floch, E., 2003. *Un arbre au désert : Acacia raddiana*. IRD Editions, Paris.
- Helldén, U., Tottrup, C., 2008. Regional desertification: A global synthesis. *Glob. Planet. Change* 64, 169–176.

- Heneidy, S.Z., 1996. Palatability and nutritive value of some common plant species from the Aqaba Gulf area of Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 34, 115–123.
- Herrmann, S.M., Hutchinson, C.F., 2005. The changing contexts of the desertification debate. *J. Arid Environ.* 63, 538–555.
- Hobbs, J.J., Krzywinski, K., Andersen, G.L., Talib, M., Pierce, R.H., Saadallah, A.E.M., 2014. Acacia trees on the cultural landscapes of the Red Sea Hills. *Biodivers. Conserv.* 23, 2923–2943.
- Kyalangalilwa, B., Boatwright, J.S., Daru, B.H., Maurin, O., van der Bank, M., 2013. Phylogenetic position and revised classification of *Acacia* s.l. (Fabaceae: Mimosoideae) in Africa, including new combinations in *Vachellia* and *Senegalia*. *Bot. J. Linn. Soc.* 172, 500–523.
- Lahav-Ginott, S., Kadmon, R., Gersani, M., 2001. Evaluating the viability of *Acacia* populations in the Negev Desert: a remote sensing approach. *Biol. Conserv.* 98, 127–137.
- Lamprey, H., 1975. Report on the desert encroachment reconnaissance in northern Sudan: 21 October to 10 November, 1975. Reprinted in *Desertification Control Bulletin* 11, 1–7.
- Larwanou, M., Saadou, M., 2005. Biodiversity of ligneous species in semi-arid to arid zones of southwestern Niger according to anthropogenic and natural factors. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 267–271.
- Le Houérou, H.N., 1990. Définition et limites bioclimatiques du Sahara. *Sécheresse* 1, 246–259.
- MacGregor, S.D., O'Connor, T.G., 2004. Response of *Acacia tortilis* to utilization by elephants in a semi-arid African savanna. *South African J. Wildl. Res.* 34, 55–66.
- Martin, D., Moss, J., 1997. Age determination of *Acacia tortilis* (Forsk.) Hayne from northern Kenya. *Afr. J. Ecol.* 35, 266–277.
- McGarry, D., Bridge, B.J., Radford, B.J., 2000. Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil Tillage Res.* 53, 105–115.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. Washington D.C.
- Michon, G., de Foresta, H., Levang, P., Verdeaux, F., 2007. Domestic forests : a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecol. Soc.* 12, 1.
- Miller, M.F., 1996. Dispersal of *Acacia* seeds by ungulates and ostriches in an African savanna. *J. Trop. Ecol.* 12, 345–356.
- Moncrieff, G.R., Kruger, L.M., Midgley, J.J., 2008. Stem mortality of *Acacia nigrescens* induced by the synergistic effects of elephants and fire in Kruger National Park, South Africa. *J. Trop. Ecol.* 24, 655–662.
- Monteil, V., 1948. *Notes sur les Tekna*, Editions L. ed. Institut des Hautes Etudes Marocaines, Paris.
- Msanda, F., El Aboudi, A., Peltier, J.P., 2002. Originalité de la flore et de la végétation de l'Anti-Atlas sud-occidental (Maroc). *Feddes Repert.* 113, 603–615.

- Munzbergova, Z., Ward, D., 2002. Acacia trees as keystone species in Negev desert ecosystems. *J. Veg. Sci.* 13, 227–236.
- Niamir-Fuller, M., 1998. The resilience of pastoral herding in Sahelian Africa, in: Berkes, F., Folke, C. (Eds.), *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, pp. 250–284.
- Noumi, Z., Abdallah, F., Torre, F., Michalet, R., Touzard, B., Chaieb, M., 2011. Impact of *Acacia tortilis* ssp. *raddiana* tree on wheat and barley yield in the south of Tunisia. *Acta Oecologica* 37, 117–123.
- Noumi, Z., Abdallah, L., Touzard, B., Chaieb, M., 2012. *Acacia tortilis* (Forssk.) subsp. *raddiana* (Savi) Brenan as a foundation species: a test from the arid zone of Tunisia. *Rangel. J.* 34, 17–25.
- Noumi, Z., Chaieb, M., 2012. Dynamics of *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan in arid zones of Tunisia. *Acta Bot. Gall.* 159, 121–126.
- Noumi, Z., Ouled Dhaou, S., Abdallah, F., Touzard, B., Chaieb, M., 2010a. *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* in the North African arid zone: the obstacles to natural regeneration. *Acta Bot. Gall.* 157, 231–240.
- Noumi, Z., Touzard, B., Michalet, R., Chaieb, M., 2010b. The effects of browsing on the structure of *Acacia tortilis* (Forssk.) Hayne ssp. *raddiana* (Savi) Brenan along a gradient of water availability in arid zones of Tunisia. *J. Arid Environ.* 74, 625–631.
- Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M., Walker, B., 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316, 847–51.
- Rohner, C., Ward, D., 1999. Large Mammalian Herbivores and the Conservation of Arid Acacia Stands in the Middle East. *Conserv. Biol.* 13, 1162–1171.
- Sahraoui, B., Ait Mohand, L., Echaib, B., 1996. Evolution spatio-temporelle des peuplements d'*Acacia tortilis* (Forsk.) Hayne *raddiana* (Savi) Brenan dans les monts Ougarta (Sahara nord-occidental). *Sécheresse* 7, 173–178.
- Scogings, P., Macanda, M., 2005. *Acacia* karroo responses to early dormant season defoliation and debarking by goats in a semi-arid subtropical savanna. *Plant Ecol.* 179, 193–206.
- Sparks, J.C., Masters, R.E., Payton, M.E., 2002. Comparative Evaluation of Accuracy and Efficiency of Six Forest Sampling Methods. *Proc. Oklahoma Acad. Sci.* 82, 49–56.
- Stavi, I., Silver, M., Avni, Y., 2014. Latitude, basin size, and microhabitat effects on the viability of *Acacia* trees in the Negev and Arava, Israel. *Catena* 114, 149–156.
- Volpato, G., Puri, R.K., 2014. Dormancy and Revitalization: The fate of ethnobotanical knowledge of camel forage among Sahrawi nomads and refugees of Western Sahara. *Ethnobot. Res. Appl.* 12, 183–210.
- Ward, D., Rohner, C., 1997. Anthropogenic causes of high mortality and low recruitment in three *Acacia* tree taxa in the Negev desert, Israel. *Biodivers. Conserv.* 6, 877–893.

Warde, W., Petranka, J.W., 1981. A correction factor table for missing Point-Center Quarter data. *Ecol. Soc. Am.* 62, 491–494.

Wiegand, K., Jeltsch, F., Ward, D., 2000a. Do spatial effects play a role in the spatial distribution of desert-dwelling *Acacia raddiana*? *J. Veg. Sci.* 11, 473–484.

Wiegand, K., Ward, D., Thulke, H.H., Jeltsch, F., 2000b. From snapshot information to long-term population dynamics of Acacias by a simulation model. *Plant Ecol.* 150, 97–114.

Annexe 3

Titre : Acacias et agropasteurs sahariens : façonnage d'un terroir et enjeux de conservation

Auteurs : Julien BLANCO, Mohamed ALIFRIQUI, Hassan KAMIL, Didier GENIN, Geneviève MICHON

Ouvrage collectif en préparation :

Terroirs Méditerranéens : Environnement, Patrimoine et Développement au Maroc

Editeurs scientifiques : Mohamed BERRIANE et Geneviève MICHON

INTRODUCTION

A travers le monde, l'arbre est souvent intégré dans les systèmes d'agriculture et d'élevage. Des agroforêts indonésiennes au bocage breton, en passant par les systèmes agro-sylvo-pastoraux méditerranéens et de montagne, l'arbre constitue un élément structurel des terroirs paysans (Michon 2015). Selon les conditions environnementales locales, mais également selon les pratiques de gestion paysanne, l'arbre apparaît sous des formes diverses et variées et fournit de multiples biens et services (Pélissier 1980a). Dans les zones arides et semi-arides, où le couvert végétal épars accentue les risques d'érosion éolienne et d'appauvrissement des sols, l'arbre a un effet stabilisant et fertilisant, et facilite le développement de la végétation du sous-étage (Belsky *et al.* 1989). Il n'est donc pas étonnant que l'agriculteur de zone sèche apprécie l'arbre dans son champ (Assé & Lassoie 2011), ni que les plantations soient au cœur des dispositifs de lutte contre la désertification. Outre ses fonctions environnementales, l'arbre en zone aride possède une valeur socio-économique et culturelle considérable (Bernus 1979). Il assure notamment des fonctions nourricières, médicinales, de fourniture de bois pour le chauffage, la construction et l'artisanat (Grouzis & Le Floc'h 2003), et constitue une source appréciée de foin (Linstädter *et al.* 2013). Il occupe par ailleurs une place importante dans l'imaginaire et dans les cultures locales (Bernus 1980). Lire l'arbre et sa place dans un paysage ou dans un terroir devient ainsi une façon de lire une société dans une perspective historique plus ou moins lointaine (Pélissier 1980b).

Or, malgré ce que suggèrent les approches bio-culturelles, les sociétés rurales et paysannes sont le plus souvent identifiées comme des menaces pour l'arbre. En Afrique péri-saharienne, y compris au Maroc, les sociétés d'agropasteurs nomades et transhumants sont particulièrement vilipendées depuis l'arrivée des premiers occidentaux (Davis 2007). La pensée dominante associée aux sociétés nomades une logique d'exploitation opportuniste des ressources dans des territoires appartenant à des tiers et donc sans aucun souci de gestion à moyen ou long-terme. Décliné un peu partout au Maghreb, ce discours a servi, et sert encore, à justifier des actions de conservation basées sur des principes d'exclusion des paysans des écosystèmes naturels, notamment des forêts, et à encadrer la gestion des forestiers

Depuis 2009, le Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification du Maroc a renforcé le programme de régénération des peuplements d'acacias sahariens par la plantation de l'espèce autochtone emblématique du Sahara, *Vachellia tortilis* subsp. *raddiana*³⁷ (anciennement *A. raddiana*). Espèce connue pour ses usages multiples et pour son importance culturelle dans la région (Grouzis & Le Floc'h 2003), *V. raddiana* serait en effet menacée par les changements climatiques, la dent du bétail et les coupes illicites. Les plantations mises en place ont ainsi pour double objectif la restauration des peuplements dégradés et la lutte contre la désertification. Pourtant à notre connaissance, aucune étude n'a permis de caractériser ou de mesurer la dégradation des formations à acacia au Maroc, ni d'en identifier les causes. Qui plus est, les paradigmes des systèmes non-équilibrés et de la mobilité pastorale invitent à

³⁷ Notée *V. raddiana* par la suite dans le texte.

reconsidérer le potentiel du pastoralisme en termes de conservation des écosystèmes et des économies locales (Niamir-Fuller 1999). Certaines études ont par exemple montré que les nomades ont développé des pratiques de gestion de long-terme des acacias (Andersen *et al.* 2014). Mais on ne peut que déplorer le manque d'études portant sur ces gestions paysannes de *V. raddiana*, lesquelles profiteraient pourtant aux gestionnaires forestiers du Maroc et d'ailleurs pour l'élaboration des politiques de conservation. Nous proposons ici de combler ce manque à travers l'étude de la place (structurelle et fonctionnelle) de *V. raddiana* dans les espaces agropastoraux sahariens d'une part et des pratiques de gestion de cet arbre d'autre part. Nos recherches invitent ainsi à porter un regard nouveau sur les rapports entre Hommes et arbres dans les sociétés de tradition nomade et transhumante.

I - Contexte

✓ Les acacias sahariens au Maroc

Le Maroc possède trois espèces endémiques d'acacia dont *Vachellia gummifera* (gommier du Maroc), espèce non saharienne, *V. raddiana* et *Vachellia flava*, deux taxons sahariens. Ces derniers se rencontrent de manière éparse sur plus d'un million d'ha – soit près de 20% du domaine forestier national (Benabid 2000) – depuis la vallée du Draâ au nord jusqu'à la frontière Mauritanienne au sud, et s'étendent vers l'est dans l'ensemble du Sahara. *V. raddiana* constitue l'espèce la plus fréquente. Il s'agit d'un arbre en parasol pouvant atteindre 15 m de hauteur, à écorce grisâtre non desquamée, à fleurs blanchâtres et gousses spiralées (Vassal 1998). Il affectionne les sols limono-argileux ou limono-sableux, mais se retrouve également sur les sols caillouteux de reg où il colonise les chenaux tracés par des oueds la plupart du temps asséchés (Benabid 2000).

✓ Le site d'étude

Notre étude s'est intéressée au principal peuplement de *V. raddiana* de la province de Guelmim, situé dans une vaste plaine limitrophe aux villages de Taidalt et El Borj (Figure 1). Trois grands types de formations géomorphologiques y sont observables : des terrasses caillouteuses parcourues par les chenaux de petits oueds (le reg) ; une vaste plaine d'épandage sablo-limoneuse, localement recouverte de dunes de sables (l'erg) ; et des reliefs dénudés de faible altitude appartenant à la chaîne montagneuse du Bani (Figure 1). L'ensemble du territoire a une vocation pastorale dans le cadre d'un pastoralisme sédentaire et semi-nomade de camelins, caprins et ovins. Les années pluvieuses, les zones d'épandages des eaux de crues (les *fayed*) sont cultivées en céréales (orge, blé et maïs).

Les activités humaines s'organisent autour de structures tribales, qui permettent de définir les ayant-droits et les conditions d'accès aux ressources. Le site d'étude se situe ainsi dans la région de l'Oued Noun, sur le territoire de la ligue tribale *Aït Noss*. Cette ligue arabo-berbère regroupe à l'heure actuelle quatre petites tribus : *Aït Brahim*, *Ouled Bouachra*, *Aït Zikri* et *Aït Bouhou*. Chaque centre villageois est associé à une tribu (Joumani 2006), notamment Taidalt aux *Ouled Bouachra* et El Borj aux *Aït Zikri* (Figure 1). Sauf conflits interethniques, les droits de pâturage sont *de facto* ouverts à toutes les tribus sahariennes et *de jure* à tout éleveur marocain. Les droits de culture sont quant à eux réservés aux *Aït Noss*. L'activité de charbonnage reste marginale dans cette zone ; élevage et agriculture constituent par conséquent aujourd'hui les deux principales activités affectant les peuplements d'acacia. Ces derniers se concentrent dans la plaine et sur le reg, deux espaces utilisés par les agropasteurs. Ainsi, de par la diversité des situations géomorphologiques et des modalités de valorisation de l'espace, ce site constitue une zone d'intérêt pour mieux comprendre les termes de la gestion paysanne de *V. raddiana*.

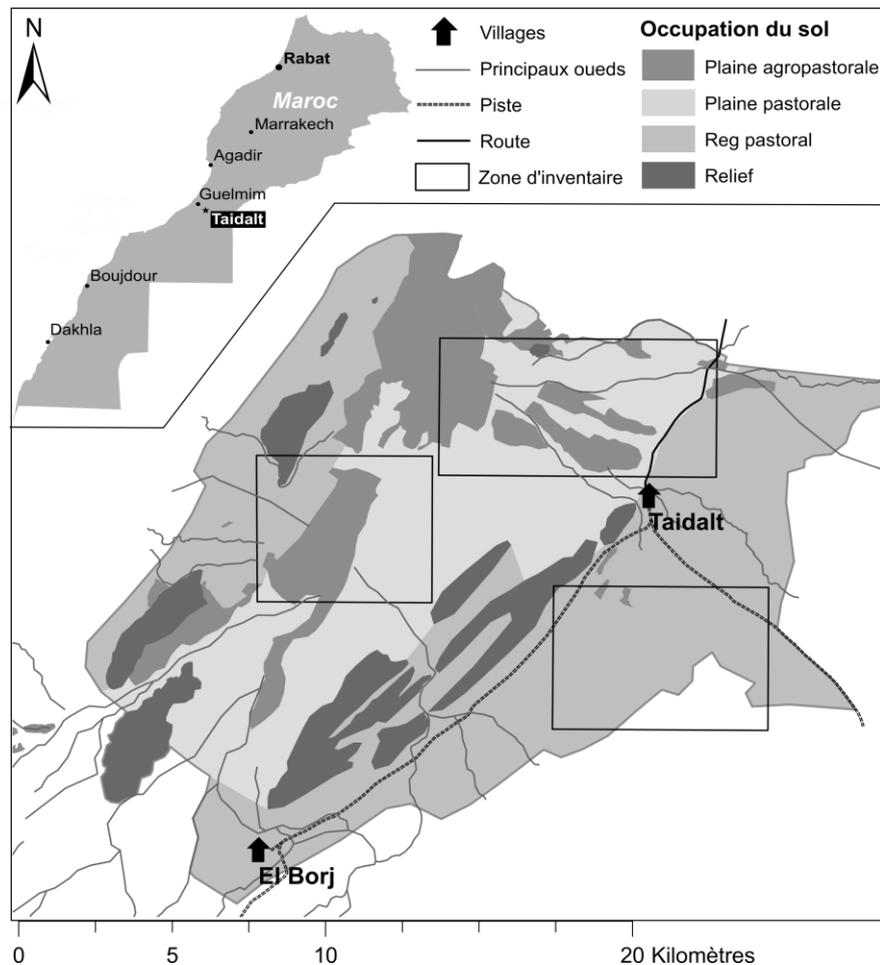


Figure 1 : Carte d'utilisation des terres du périmètre d'étude, situé sur la commune de Fask, province de Guelmim.

✓ Approche générale

Notre approche a consisté en une enquête socio-anthropologique approfondie entre 2012 et 2015, période au cours de laquelle neuf séjours (200 jours au total) ont été effectués dans les villages d'El Borj et Taidalt. Les diverses interactions Hommes-acacias et les mécanismes impliqués dans leur régulation ont été appréhendés par des entretiens formels (de l'ordre d'une centaine), informels (discussions quotidiennes) et des méthodes d'observation participante (une trentaine de journées ont été dédiées exclusivement à l'observation d'agriculteurs, d'éleveurs et de bergers sédentaires et semi-nomades dans leurs activités). Parallèlement, des inventaires d'arbres ont été entrepris dans trois zones contrastées en termes de situation topographique et d'activités humaines (Figure 1) sur un total de 359 arbres. Notamment, les arbres ont été caractérisés selon leur forme (cépée, tige simple, port broussailleux, port émondé, etc.) et mesurés (hauteur, diamètre total des tiges et taille des houppiers). Ce protocole a permis d'évaluer l'influence des activités humaines sur la taille, le port des acacias et sur la dynamique des peuplements (Blanco *et al.* 2015).

II - Structure et façonnage des acacias

Les acacias se présentent sous des formes très variables. D'une part, leur taille varie fortement à l'intérieur d'un même peuplement, ce qui signe des formations arborées irrégulières où se côtoient des arbres d'âges

différents. D'autre part, l'acacia de plaine – 3,2 m (\pm 1.3 SD) de hauteur – est significativement plus grand que celui de reg – 2,7 m (\pm 0,9 SD) (test de Wilcoxon ; $p=0,04$) – ce qui semble témoigner de conditions trophiques hétérogènes (sols plus ou moins fertiles, arides, etc.).

Dans les stades juvéniles, les acacias se présentent sous forme de buissons qui évoluent par la suite en arbres émondés ou en arbres broussailleux (Figure 2). Les ports en buisson concernent 41% des arbres dans la plaine agropastorale, 27% dans la plaine pastorale et 17% dans le reg (Figure 3). En parallèle, le taux de ports broussailleux est de 65% dans le reg, 46% en plaine pastorale et 37% en plaine agropastorale. Ces deux observations témoignent d'un façonnage des arbres, intentionnel ou causal, selon l'utilisation de ces espaces par les agropasteurs.



Figure 2 : Exemples de ports d'acacia : A : port en buisson (stade juvénile) ; B : tige unique émondée ; C : cépée broussailleuse.

Sans intervention anthropique, l'acacia développe un port broussailleux (Figure 2C). Le port émondé (Figure 2B) ne s'obtient qu'à condition que l'Homme « nettoie » régulièrement l'arbre, lui permettant de former un tronc et de « monter ». La taille est assurée par tous les usagers de l'espace (agriculteurs, bergers, éleveurs, etc.) de façon opportuniste et sans règles clairement établies. Tailler ainsi un acacia, dans un champ ou ailleurs, est considéré comme un service rendu au propriétaire du champ et aux autres usagers. A l'inverse, le contrôle du recrû dans un champ (enlèvement des buissons et acacias juvéniles) demeure de la responsabilité du propriétaire. Les propriétaires qui ne travaillent pas dans leur champ laissent se développer le recrû, ce qui explique la forte proportion d'acacias en buissons dans l'espace agricole après une période sèche.

De façon surprenante, l'acacia se régénère abondamment dans les zones agricoles (Blanco *et al.* 2015). La régénération de l'acacia étant fortement dépendante de la disponibilité en eau (Shrestha *et al.* 2003), l'acacia semble ainsi profiter des conditions hydriques privilégiées des zones agricoles, et ce malgré les activités humaines qui s'y déroulent. Ce constat, ainsi que le façonnage des arbres, amène à s'interroger sur les acteurs, leurs activités et leurs objectifs en lien avec les acacias.

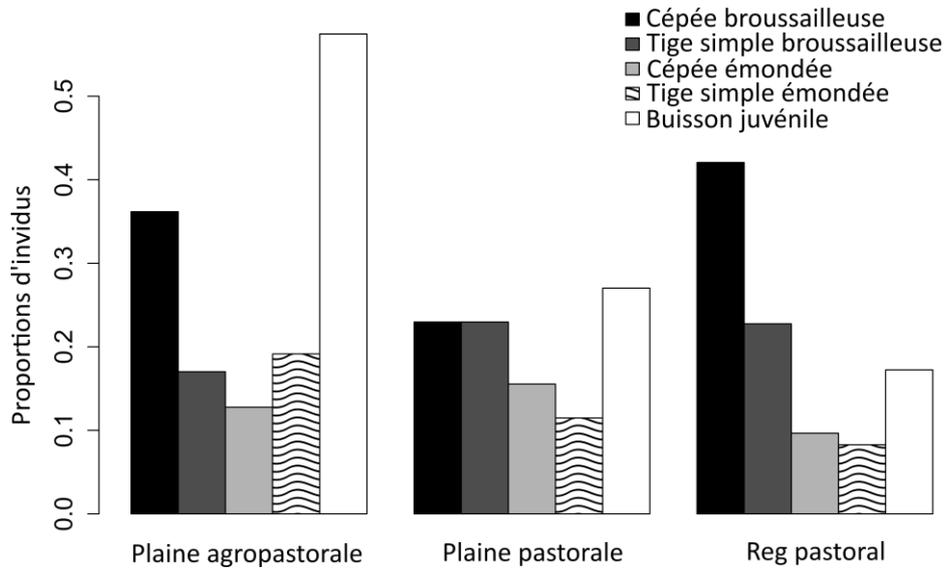


Figure 3 : Proportion des types de ports d'acacia selon les modalités d'utilisation des terres.

III - L'acacia : rival pour l'agriculture, allié pour l'agriculteur

En raison d'un régime pluviométrique faible et variable – 110 mm/an (± 58 SD) – l'étendue des cultures varie d'une année sur l'autre. Sur une zone arable de 1 400 ha, seulement 35 ha (soit 2.5% de la surface totale) et 149 ha (10,6%) ont été cultivés en 2013 et 2014, deux années relativement sèches. Si le calendrier agricole s'adapte dans une certaine mesure à la temporalité des pluies (Figure 4), les agriculteurs estiment qu'il y a en moyenne une bonne année agricole tous les quatre à six ans, caractérisée par au moins une crue entre *Tawadi* (mi-octobre/mi-novembre) et *Liali* (40 jours à partir du 25 décembre).

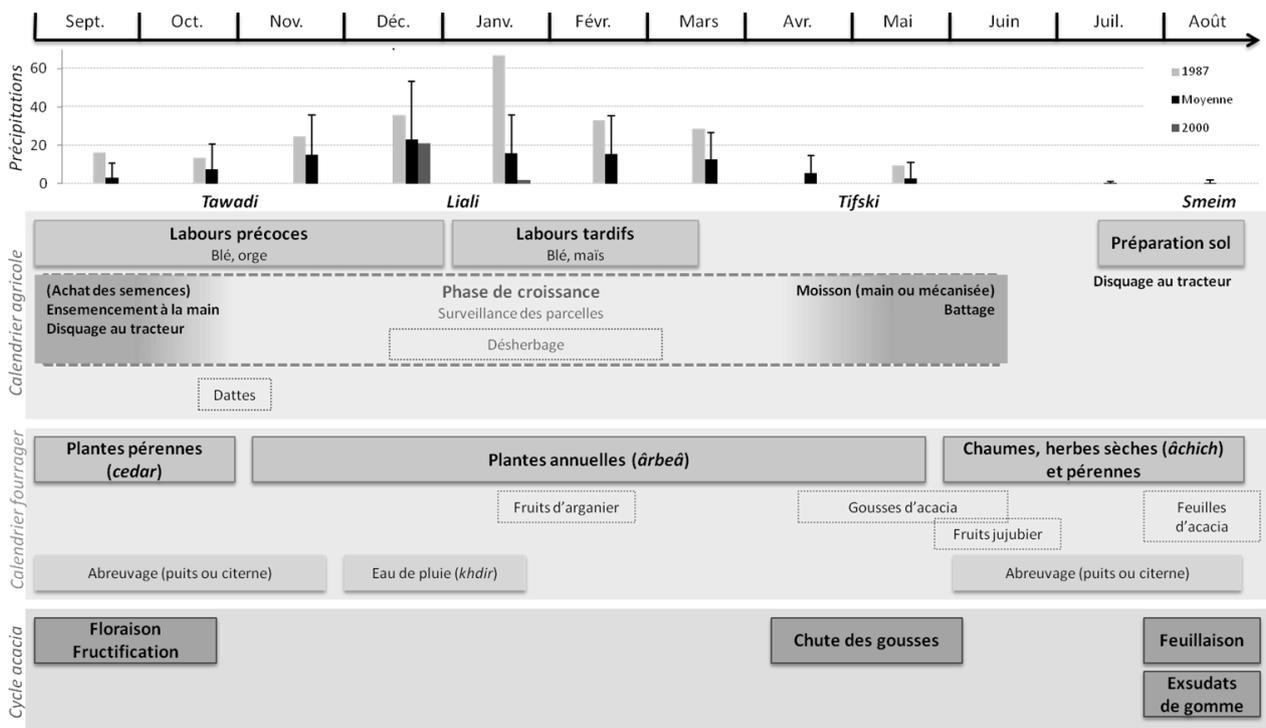


Figure 4 : Calendrier agropastoral type dans la plaine de Taidalt, précipitations moyennes mesurées à Guelmim de 1971 à 2011 et cycle phénologique de *V. raddiana*.

Les acacias représentent une gêne pour les travaux agricoles et sont néfastes pour la productivité des champs. En effet, le disquage (ou labour superficiel) mécanisé des parcelles après ensemencement (pratiqué par tous depuis la fin des années 1980) est ralenti par les arbres, en particulier par ceux ayant des ports de buisson ou broussailleux. Par ailleurs, les acacias, en raison de leur emprise spatiale, entraînent une réduction de la surface agricole utile. Ce constat est valable pour les arbres broussailleux comme pour les arbres émondés, sous l'ombre desquels les céréales produisent moins (Agriculteur, Ouled Bouachra, 10/06/2013). Qui plus est, les acacias accueillent divers ravageurs, dont des oiseaux et des rongeurs.

Mais ces désagréments d'ordre technico-agronomique sont compensés par divers bienfaits. Les acacias émondés constituent en effet la seule source d'ombrage pour les Hommes et leur bétail dans cette vaste plaine saharienne souvent surchauffée, et sont peu gênants pour les engins agricoles qui passent sous leur couronne. Les acacias broussailleux, bien que plus gênants pour les machines, offrent quant à eux un abri contre les vents de sable (*L-âje*) et servent en bordure de champ de marqueurs territoriaux.

Le caractère occasionnel des cultures, associé aux services rendus aux Hommes par les acacias, permet donc leur maintien dans les espaces agricoles. Or pour la plupart, les agriculteurs sont également éleveurs, et les plaines d'épandage sont avant tout des pâturages de qualité lorsqu'elles ne sont pas cultivées, c'est-à-dire le plus souvent. Ainsi, outre les considérations précédentes, la vocation pastorale des zones agricoles semble être la principale raison de la conservation des acacias, comme le résume un berger :

Si aujourd'hui je coupe un acacia et que demain arrive un dromadaire ou une chèvre, que va-t-il manger ? (Jeune berger, Aït Brahim, 24/02/2014)

IV - L'acacia, ressource stabilisatrice pour l'éleveur

L'élevage au Sahara repose essentiellement sur la mobilité des troupeaux et des Hommes, qui constitue une adaptation au caractère imprédictible et localisé des précipitations (Niamir-Fuller 1998). Localement les pasteurs Sahraouis sont appelés *Ouled Shâb* (*litt.* ceux de la pluie), car ils se déplacent au gré des pluies à la recherche de plantes annuelles (*ârbeâ*). Cette recherche conduit à une macro-mobilité, c'est-à-dire au déplacement des troupeaux et des Hommes – sur parfois plusieurs centaines de kilomètres – entre différentes zones de parcours. En complément, la micro-mobilité entre différents pâturages autour du campement ou des habitations caractérise les itinéraires journaliers de conduite des troupeaux. Pour justifier le choix d'une zone de parcours, les éleveurs évoquent la ressource en plantes annuelles (en qualité et quantité), l'accès à l'eau ou aux marchés urbains, la distance à leur territoire d'origine, etc. La végétation pérenne (arbres et arbustes) n'est jamais évoquée dans ce choix. La micro-mobilité suit quant à elle une logique subtile de diversification du régime alimentaire, d'opportunisme vis-à-vis de la disponibilité d'une ressource donnée à un temps donné, de prise en compte des contraintes du milieu, le tout adapté à la composition des troupeaux (Genin *et al.* 2012; Linstädter *et al.* 2013). Là encore, les ressources pérennes apparaissent comme secondaires :

S'il y a des annuelles ? Tu n'as pas besoin de l'acacia, ni de l'arganier, ni de quelque autre arbre. S'il y a des annuelles ! [...] Car les annuelles sont mangées par tous les animaux : les chèvres, les brebis et les dromadaires. (Éleveur nomade, Aït Zikri, 28/08/2013)

Cette assertion s'explique sans doute par la qualité fourragère des annuelles, qui contiennent de surcroît suffisamment d'eau pour dispenser les bergers de la corvée d'abreuver le bétail. De plus, l'abondance d'annuelles consécutive aux pluies demeure ponctuelle dans le temps et localisée dans l'espace. Selon l'adage « rareté est créatrice de valeur », le caractère rare et éphémère des annuelles pourrait expliquer en partie leur valeur aux yeux des éleveurs. Nonobstant cette préférence, ces derniers reconnaissent volontiers le caractère plus stable des pérennes et leur importance pour faire face aux périodes sèches. Les acacias sont particulièrement appréciés en Avril-Mai (période de *Tifsky*) et en Août (*Smeim*) (Figure 4). Pendant *Tifsky*, les gousses matures d'acacia qui tombent au sol constituent un aliment nutritionnellement riche pour le bétail. En Août, période de sécheresse et de pénurie générale, l'acacia est en feuillaison et fournit un fourrage appétant et riche en eau.

S'il y a des plantes annuelles en abondance, lors d'une bonne année, les chèvres ne vont pas beaucoup manger de gousses d'acacia entre Mai et Août. Elles vont en manger un peu seulement. Les gousses restent au sol, les chèvres y reviennent au mois d'Août ou Septembre, quand les autres plantes sont sèches. (Éleveur sédentaire, Ouled Bouachra ; 24/02/2014)

Ainsi, l'acacia constitue une ressource fourragère stable et prévisible dans le temps et l'espace. De surcroît, sa phénologie désynchronisée (l'acacia renouvelle son feuillage pendant la saison sèche) facilite la gestion des périodes de disette. Lors des années pluvieuses, feuilles et gousses sont à disposition des animaux à la fin de l'été, période charnière où les éleveurs semi-nomades guettent la localisation des prochaines pluies avant de se déplacer. En année sèche, les acacias produisent à deux périodes différentes et aident à la survie des troupeaux. Ainsi, plus la sécheresse est intense, plus l'exploitation de l'acacia est susceptible d'être elle aussi intense.

Les Sahraouis sont souvent accusés d'élaguer les branches inaccessibles, de faire tomber les gousses et d'écorcer les arbres pour alimenter leurs animaux lors de sécheresse extrême. Pourtant, alors que l'essentiel de nos recherches se sont déroulées pendant deux années sèches (2013 et 2014), nous n'avons pas observé directement ce genre de pratiques, ni même pu constater leurs conséquences éventuelles sur les arbres (pas d'arbres au houppier mutilé, un taux de coupe faible, etc.). Nos entretiens ont pu confirmer l'existence de telles pratiques par le passé, mais également leur quasi-disparition pour des raisons de pénibilité de la tâche (en particulier pour les grands troupeaux) et de disponibilité de compléments fourragers à des tarifs accessibles.

V - L'acacia et le terroir villageois : deux entités entremêlées

Les relations d'interdépendance entre l'acacia et les sociétés sahariennes sont donc multiples et complexes. Très tôt, anthropologues et géographes ont identifié l'importance des arbres dans l'imaginaire nomade (e.g. Bernus, 1979). Aujourd'hui, une vision utilitaire de l'arbre domine :

Ici, il n'y a que l'acacia, et l'acacia est bon. Pour nous, c'est quelque chose de sacré. Si tu le coupes, cela porte malheur. [...] Il donne beaucoup de choses : il donne des feuilles, qui sont des médicaments, il donne la gomme, et combien de bienfaits encore ?! (Agriculteur, Ouled Bouachra, Mai 2013)

Le lien entre terroir et acacia est alors à double sens : les Hommes façonnent l'acacia selon leurs besoins (tailles de formation pour l'ombre, absence d'intervention pour obtenir une protection contre le vent et le sable) ; et l'acacia façonne le terroir et les activités humaines qui y sont associées.

Le façonnage de l'acacia par l'Homme est subtil et opportuniste et se fait dans une logique de « laissez faire » : il est le fruit de pratiques individuelles, sans concertation apparente. Tout se passe comme si l'arbre, par son emplacement, son port préexistant et les stigmates visibles d'une taille passée, renseignait le berger de passage ou l'agriculteur sur sa fonction principale et indiquait quelle opération pratiquer pour maintenir cette fonction. A une échelle paysagère, les activités humaines influencent la structure des peuplements. Par exemple, le travail épisodique du sol et la maîtrise des flux d'écoulement des crues pour la céréaliculture semblent stimuler la régénération et la croissance des acacias, avec pour conséquence des structures contrastées entre les peuplements des zones agricoles et ceux des zones pastorales (Blanco *et al.* 2015).

L'acacia est un élément structurant des terroirs, qui fournit un micro-habitat favorable dans un environnement globalement hostile et qui est pleinement intégré dans la stratégie de l'éleveur et du berger, notamment en période de sécheresse. Lors des travaux agricoles, qui sont toujours menés de façon collective, c'est à l'ombre des acacias que l'on prépare le thé, que l'on mange, tout en discutant de divers sujets du quotidien. Les journées de travaux agricoles et les temps alloués aux pauses s'organisent ainsi autour de l'acacia, qui devient un élément facilitateur de lien social. L'acacia constitue en outre un point de rencontre entre éleveurs mobiles et agriculteurs, deux types d'acteurs aux intérêts a priori antinomiques, mais qui, se retrouvant au pied d'un arbre, se reconnaissent d'une même histoire et d'une même identité.

Les formations à acacias sont de véritables forêts domestiques, façonnées par les sociétés rurales, intégrées au sein du système agropastoral et structurant des terroirs et des systèmes de production (Michon *et al.* 2007; Genin *et al.* 2013). Parce que ces sociétés sont dépendantes en partie des acacias, cela les incite à les protéger, pour se protéger elles-mêmes. Néanmoins, parce que cette dépendance passe par une exploitation parfois destructrice, elle peut constituer une menace :

Il y avait beaucoup d'acacias avant mais beaucoup ont été coupés par les gens qui venaient faire du charbon ou qui s'en servaient pour nourrir les animaux. [...] A cette époque [dans les années 50 et 60] les gens n'utilisaient que le bois, il n'y avait pas de gaz. Ils chargeaient les dromadaires ou les ânes de bois, et certains le vendaient à des camions devant leur maison. (Habitant de Taidalt, Ouled Bouachara, 23/08/2013)

A l'époque, il n'y avait ni travail ni rien d'autre, et il y avait de l'argent à se faire [avec la vente de charbon pour les villes]. (Habitant de Taidalt, Ouled Bouachra, 23/08/2013)

Ceux qui n'avaient pas de quoi se nourrir se nourrissaient avec la forêt (Femme d'éleveur, Ouled Bouachra, 21/08/2013)

Le destin de l'acacia et celui du monde rural sont donc finement entremêlés : alors que l'acacia est important pour la socio-économie locale, un changement trop brutal du contexte représente parfois une menace. C'est ce qu'il semble s'être passé entre les années 50 et 80 sur la zone étudiée, quand la croissance urbaine et l'absence d'opportunités en zone rurale ont conduit à une forte exploitation des arbres (arganiers principalement, acacias secondairement) et à une régression des peuplements. Cette tendance semble s'être inversée depuis grâce à l'accès des foyers au gaz et à une mise en application de la

législation forestière. Ces résultats liminaires sur une zone d'étude donnée invitent donc à étendre les recherches à une échelle régionale : peut-on généraliser ces résultats encourageants à l'ensemble de la région ou observe-t-on au contraire des dynamiques spécifiques localisées ? Le champ de recherche reste large dans cette région encore peu documentée.

Conclusion : Conserver un arbre, conserver un socio-écosystème

A l'issue de ce chapitre, il convient de mettre en garde contre les positions caricaturales quant aux conséquences des activités humaines sur les ressources végétales en général, et sur les forêts en particulier. D'un côté, il nous semble que le lien entre activités de subsistance, en particulier élevage transhumant et nomade, et dégradation environnementale doit être une nouvelle fois nuancé. De nombreuses études, notamment au Maroc, vont dans ce sens et redonnent de la légitimité aux savoirs des sociétés locales et à leur capacité de gestion de ressources fragiles (Davis 2005; Genin & Simenel 2011). D'un autre côté, malgré la capacité des acteurs locaux à adapter leur gestion, les écosystèmes demeurent à certains égards vulnérables face aux évolutions des systèmes socio-économiques. Ainsi, la pression qui s'exerçait à une époque sur les acacias a conduit, de l'aveu même des usagers, à leur surexploitation. Aujourd'hui, le contexte a changé et, localement du moins, le système socio-écologique semble avoir trouvé un nouvel équilibre.

Alors que l'administration forestière est engagée dans un vaste et coûteux programme régional de régénération des acacias sahariens, nos recherches invitent à reconsidérer les discours officiels qui servent à justifier cette politique, et à repenser les dispositifs de conservation. Notamment il semble envisageable aujourd'hui d'impliquer l'agropasteur saharien dans cette conservation, vu qu'il possède le savoir, les pratiques et la légitimité (selon les règles tribales en vigueur) pour la gestion durable des acacias. Mais cela implique une « conservation » de l'agropasteur saharien lui-même. En effet, au gré des sécheresses, de plus en plus de personnes quittent le milieu rural et abandonnent leurs activités traditionnelles pour un emploi salarié en ville. Ce phénomène a été accentué par les politiques menées par l'Etat dans ses territoires sahariens, et est aujourd'hui favorisé par l'absence de soutien véritable aux populations rurales. La désagrégation du monde rural saharien, outre l'érosion culturelle subséquente, rend aléatoire la conservation des acacias, tout du moins sous leur forme actuelle. Qu'advient-il de l'arbre en parasol lorsque les agropasteurs ne seront plus là pour le faire « monter » ? L'acacia passera-t-il du statut d'arbre à celui de buisson, comme cela est le cas dans les oueds désertés de l'Est du Sahara (Hobbs *et al.* 2014) ?

Plus que jamais, il apparaît donc crucial de réfléchir à une politique intégrée au Sahara, apte à conserver des Hommes, avec leurs savoirs, leurs représentations et leurs cosmogonies ; des terroirs, avec leurs produits, leurs paysages et leurs spécificités ; des arbres, dans leur double identité environnementale et domestique.

REFERENCES

- Andersen, G.L., Krzywinski, K., Talib, M., Saadallah, A.E.M., Hobbs, J.J. & Pierce, R.H. (2014) Traditional nomadic tending of trees in the Red Sea Hills. *Journal of Arid Environments*, 106, 36–44.
- Assé, R. & Lassoie, J.P. (2011) Household decision-making in agroforestry parklands of Sudano-Sahelian Mali. *Agroforestry Systems*, 82, 247–261.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J. & Mwonga, S.M. (1989) The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology*, 26, 1005–1024.
- Benabid, A. (2000) Flore et écosystème du Maroc.
- Bernus, E. (1979) L'arbre et le nomade. *Journal d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée*, XXVI, 103–128.
- Bernus, E. (1980) L'arbre dans le nomad's land. *Cahiers ORSTOM, série Sciences Humaines*, XVII, 171–176.
- Blanco, J., Genin, D., et Carrière, S.M. (2015) The influence of Saharan agro-pastoralism on the structure and dynamics of acacia stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 213, 21–31.
- Davis, D.K. (2005) Indigenous knowledge and the desertification debate: problematising expert knowledge in North Africa. *Geoforum*, 36, 509–524.
- Davis, D. (2007) *Les Mythes Environnementaux de La Colonisation Française Au Maghreb*, 2012th ed. Champ Vallon.
- Genin, D., Aumeeruddy-Thomas, Y., Balent, G. & Nasi, R. (2013) The Multiple Dimensions of Rural Forests: Lessons from a Comparative Analysis. *Ecology and Society*, 18, 27.
- Genin, D., Fouilleron, B. & Kerautret, L. (2012) Un tempo bien tempéré. Place et rôle des agdals dans les systèmes d'élevage des Ayt Bouguemmez. *Agdal : patrimoine socio-écologique de l'Atlas marocain* (eds L. Auclair & M. Alifriqui), pp. 411–434. IRD Editions, Rabat.
- Genin, D. & Simenel, R. (2011) Endogenous Berber Forest Management and the Functional Shaping of Rural Forests in Southern Morocco: Implications for Shared Forest Management Options. *Human Ecology*, 39, 257–269.
- Grouzis, M. & Le Floch, E. (2003) *Un Arbre Au Désert, Acacia Raddiana* (eds M Grouzis and E Le Floch). IRD Editions, Paris.
- Hobbs, J.J., Krzywinski, K., Andersen, G.L., Talib, M., Pierce, R.H. & Saadallah, A.E.M. (2014) Acacia trees on the cultural landscapes of the Red Sea Hills. *Biodiversity and Conservation*, 23, 2923–2943.
- Joumani, A. (2006) *Oued Noun - Sud Maroc. Mythes et Réalités*. Editions L'Harmattan, Paris.
- Linstädter, a., Kemmerling, B., Baumann, G. & Kirscht, H. (2013) The importance of being reliable – Local ecological knowledge and management of forage plants in a dryland pastoral system (Morocco). *Journal of Arid Environments*, 95, 30–40.
- Michon, G. (2015) *Agriculteurs À L'ombre Des Forêts Du Monde*. Actes Sud, Paris.
- Michon, G., de Foresta, H., Levang, P. & Verdeaux, F. (2007) Domestic forests : a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecology and Society*, 12, 1.
- Niamir-Fuller, M. (1998) The resilience of pastoral herding in Sahelian Africa. Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience (eds F. Berkes & C. Folke), pp. 250–284. Cambridge University Press.

Niamir-Fuller, M. (1999) Managing Mobility in African Rangelands. The Legitimization of Transhumance (ed M Niamir-Fuller). FAO and IT publications, London, UK.

Pélissier, P. (1980a) L'arbre en Afrique tropicale. La fonction et le signe. *L'arbre en Afrique tropicale : la fonction et le signe*, 17, 127–130.

Pélissier, P. (1980b) L'arbre dans les paysages agraires de l'Afrique noire. *L'arbre en Afrique tropicale : la fonction et le signe*, 17, 131–136.

Shrestha, M.K., Stock, W.D., Ward, D. & Golan-goldhirsh, A. (2003) Water status of isolated Negev desert populations of *Acacia raddiana* with different mortality levels. *Plant Ecology*, 168, 297–307.

Vassal, J. (1998) Les acacias au Sénégal: taxonomie, écologie, principaux intérêts. *L'acacia au Sénégal* (eds C. Campa, C. Grignon, M. Gueye & S. Hamon), pp. 15–33. ORSTOM éditions, Paris.

Annexe 4

Axes stratégiques de la politique du HCEFLCD et liste des principaux outils (HCEFLCD 2007)

Axes stratégiques	Principaux outils
Sécurisation et équipement du domaine forestier	Immatriculation foncière Délimitation administrative Ouverture de routes et pistes forestières
Conservation et développement des forêts	Inventaire forestier national Plan National de Reboisement Régénération des espèces autochtones Amélioration sylvo-pastorale
Conservation des eaux et des sols	Mécanisme de compensation sur les mises en défens Programme d'action nationale de lutte contre la désertification Plan national d'aménagement des bassins versants et de lutte contre l'ensablement
Prévention contre les incendies et surveillance sanitaire	Plan Directeur de Prévention et de Lutte contre les Incendies de forêts Plan Directeur d'Aménagement et de Gestion des Aires Protégées
Conservation et valorisation des aires protégées, des ressources cynégétiques et des poissons d'eau douce	Site d'intérêt biologique et écologique (SIBE) Parcs nationaux Sites RAMSAR Réserves de biosphère de l'UNESCO
Valorisation des produits forestiers	Contrats-programmes avec des associations d'usagers Certification forestière Labellisation des produits
Rationalisation de la gestion et optimisation des moyens	Contractualisation avec les services déconcentrés Politique de gestion des ressources humaines
Recherche forestière	Comité d'orientation et de coordination Comité scientifique et technique
Amélioration du cadre législatif et réglementaire	Projets de lois Textes d'application Décrets

Annexe 5A

Guide d'enquête – Activités pastorales

Enquêtes menées dans le village d'El Borj de janvier à avril 2013

Date :

Lieu :

Enregistrement :

Remarques sur l'entretien :

Nom et prénom de l'enquêté :

Âge :

Tribu :

1. Déplacements des hommes et des troupeaux

Type d'éleveur

- Tribu d'origine, relations avec les autres tribus
- Mode d'habitat principal : maison ou tente
- Bref historique familial et personnel
- Composition et taille du cheptel
- Fréquence et période de déplacement

Historique des déplacements récents

- Localisation de chaque installation
- Hommes et femmes accompagnant chaque déplacement
- Animaux concernés
- Moyen de transport par type d'animal, justification
- Moyen de transports des hommes et femmes
- Raisons invoquées pour chaque déplacement
- Type de pâturage dans chaque zone, plantes recherchées, raisons

Choix du lieu de couche

- Comment choisir un bon lieu de couche ? (pour les animaux, les hommes, etc.)
- Y-a-t-il un type de sol, une situation topographique favorisée ?
- Y-a-t-il un territoire tribal interdit ? Favorisé ?
- Y-a-t-il des endroits interdits ou jugés impropres, impurs (car certain type de végétation, de formation géologique, d'animal, etc.)

2. Espèces pastorales

Espèces pastorales

- Citer, par type d'animal, les meilleures plantes palatables

Caprins			Camelins			Ovins		
Plantes	Note / 10	Apport / Saison	Plantes	Note / 10	Apport / Saison	Plantes	Note/ 10	Apport / Saison

Régime alimentaire et acacia

- L'acacia est-il important pour les animaux ? Pour quelles raisons ?
- Quelles parties consomment les animaux (par type d'animaux) ? Saisonnalité de la consommation.
- Période ou circonstances favorisant l'acacia
- Poids de l'acacia dans le choix d'un déplacement, d'un lieu de couche
- Ce qu'apporte en terme nutritif l'acacia aux animaux
- Effet de l'acacia sur la qualité de l'animal ou de sa viande

3. Acacia, savoirs et pratiques

Quels sont les principaux intérêts de l'acacia pour les hommes ?

Savoirs

- Phénologie de l'acacia
- Habitats : types de sol, exigences, etc.
- Mode de développement, durée de vie
- Acacia comme indicateur du milieu

Bois de chauffage

- Moyens de chauffage utilisé : gaz (équipement, conso. Mensuelle), bois, proportion
- Préparations privilégiant le gaz / privilégiant le bois ?
- Evolution des proportions de gaz / bois utilisées ?
- Achat de charbon ou de gaz : A qui ? Tarifs ? Fréquence et quantités ?
- Espèces exploitées pour le chauffage

Espèces	Qté utilisée (en % du total)	Qualité du charbon (/10)

- Etat de récolte des bois : vert ou sec
- Qui récolte ? A quelle fréquence ? En quelle quantité ?

Fourrage

- Récolte, collecte des fleurs, gousses, feuilles : périodicité, pratiques, justification
- Exploitation de l'écorce, des racines
- Compléments alimentaires utilisés

Type de complément	Qté achetée / Prix	Période

Autres usages de l'acacia

- Exploitation de gomme, de feuilles, de miel
- Qui ? Comment ? Quand ? Où ? Pourquoi ?

4. Questions ouvertes

Quelle place occupe l'acacia dans la culture locale ?

- à travers des chants
- à travers des proverbes
- à travers des discussions

Comment se porte l'acacia selon vous ?

As-tu déjà eu des relations avec les forestiers ? A quelles occasions ?

Comment considères-tu l'action des forestiers ? Quels problèmes avec les populations locales ?

Annexe 5B

Guide d'entretien – Activités agricoles (campagne 2012-2013)

Enquêtes menées dans le village de Taidalt en Mai et Juin 2013

1. Les parcelles labourées

Emplacements des parcelles	
Point GPS	
Nature des cultures Quantités semées (en abra) Date des labours	
Présence d'acacias	
Commentaires	

2. Système économique

Origine des semences	Maïs :	Blé :	Orge :
Coût des semences	Maïs :	Blé :	Orge :
Quantités semées	Maïs :	Blé :	Orge :
Nom du semeur Nombre d'heures travaillées Rémunération éventuelle			
Propriétaire du tracteur Conducteur du tracteur Tarif horaire Nombre d'heures payées			
Nom du (des) récolteurs Quantité de travail Rémunération éventuelle			
Engin de récolte Propriétaire et provenance Tarif horaire Nombre d'heures payées			
Destinataires des récoltes Mode de paiement et tarif Délimitations des parcelles			
Commentaires			

3. Régime foncier et ayants-droit

Régime de propriétés	
Maîtrise tribale	
Ayants-droits sur les labours Partage entre les ayants-droit Origine de ces droit Nombre d'utilisateurs effectifs Titre de propriété papier Système de transmission de ces terres	
Arrangements entre les ayants-droit	
Autres droits et ayants-droit	

4. Patrimoine personnel

- Terres céréalières

Emplacement	Ayants-droit	Particularités et commentaires

- Autres types de terres

Emplacements :

Occupation du sol :

Régime foncier :

Commentaires :

5. Historique céréalicole

Année	Emplacement	Nature des cultures (qté)	Récoltes (qté)

Commentaires (évolution ressentie) :

6. Acacias dans les labours

- Impacts des acacias sur les labours

Sur le travail de semis	
Sur le travail de récolte	
Sur la productivité	

Notes complémentaires :

- Impacts des labours sur les acacias

Sur la survie de la régénération	
Sur le port des arbres, la densité des peuplements	

Notes complémentaires :

Annexe 5C

Guide d'entretien – Activités agricoles (campagne 2014-2015)

Enquêtes menées dans le village de Taidalt en Mai 2015

1) Faire la cartographie des parcelles labourées en 2014-2015

- Superficie estimée de la parcelle
- Champs voisins (propriétaire, exploitant, nature des cultures)

2) Maîtrise foncière des parcelles :

- Nature du propriétaire
- Propriétaire du titre foncier
- Liens avec l'exploitant
- Moyen d'obtention du droit d'exploitation et conditions
- Liste des ayants-droits reconnus : emploi, lieu de résidence, liens de parenté

3) Travaux de préparation du sol et mises en culture :

- Travail de préparation du sol avant ensemencement : moyens technique, coût, objectifs
- Travail de débroussaillage de la parcelle : moyens, espèces enlevées, raisons
- Semences : nature (variété), origine, coût, justification du choix des semences (nature, origine)
- Ensemencement et labours : date, quantité semée, main d'œuvre, moyens, coût

4) Suivi de la parcelle pendant la phase de croissance :

- Nombre de fois où le champ a été visité, et par qui
- Raisons des visites
- Opérations effectuées sur le champ, justification

5) Historique d'entretien de la parcelle :

- Mises en culture précédentes, par qui
- Débroussaillages : quand, moyens, espèces enlevées, justifications
- Gestion des acacias : dernier acacia enlevé, taille, raison, moyen utilisé, description de la pratique

6) Utilité de l'acacia dans le champ :

- Raisons de conservation de l'acacia dans le champ
- Problèmes posés par l'acacia
- Traitement des acacias conservés
- Perceptions du droit forestier

7) Interactions avec les transhumants :

- Types de problèmes identifiés entre les troupeaux et l'agriculture
- Façons de régler ces problèmes

Annexe 5D

Questionnaire – Enquêtes économiques auprès des ménages

Enquêtes menées dans le village de Taidalt en Avril 2014 auprès de 10 ménages

1. Informations sur le ménage

Nom : _____ Prénom : _____ Âge : _____

Composition du foyer (membres permanents et temporaires)

Nom / lien familial	Âge	Activité principale	Taux d'occupation

Animaux domestiques

Caprins	Ovins	Camelins	Ânes	Autres :

Historique personnel du père de famille

2. Dépenses du ménage

- Dépenses mensuelles

Catégorie	Produits	Dépense mensuelle et remarques
Nourriture	Farines (blé, orge, maïs)	
	Huile d'olive	
	Huile de cuisson	
	Fruits et légumes	
	Viande	
	Thé	
	Sucre	
	Pain (acheté au souq)	
	Produits laitiers (lait, yaourts, lben, etc.)	

	Jus variés et boissons gazeuses	
	Autres : (à préciser)	
Factures	Eau	
	Electricité	
	Gaz	
	Téléphone	
	Autres : (à préciser)	
Produits domestiques	Produits ménagers (lessive, liquide vaisselle, etc.)	
	Produits cosmétiques (savons, etc.)	
	Ustensiles de cuisine	
	Charbon informel (argan, acacia)	
	Charbon officiel (eucalyptus, etc.)	
	Autres : (à préciser)	
Transports	Taxi	
	Essence	
	Autres : (à préciser)	
Santé	Médicaments modernes	
	Plantes médicinales	
	Autres : (à préciser)	

- Dépenses occasionnelles

Habillements	Enfants (moins de 18 ans)	
	Hommes	
	Femmes	
Scolarité	Frais de scolarité	
	Matériel scolaire	
	Autres : (à préciser)	

Santé	Frais d'hospitalisation	
Fêtes religieuses	Ramadan : <ul style="list-style-type: none"> - viande - fruits et légumes - thé et sucre - produits laitiers - jus - dépenses spéciales : 	
	Aïd El-kbir : <ul style="list-style-type: none"> - animal - fruits et légumes - thé et sucre - produits laitiers - jus - dépenses spéciales : 	
	Autres fêtes : (à préciser)	

3. Recettes

- Recettes monétaires

Origine	Montant moyen	Remarques
Emploi salarié <ul style="list-style-type: none"> - type - Mois travaillés dans l'année 		
Emploi libéral : <ul style="list-style-type: none"> - type d'activité - période de travail - stabilité des revenus 		
Vente d'animaux : <ul style="list-style-type: none"> - caprins - ovins - camelins - autres 		
Vente de grains		

Apport coopérative		
Aide familiale <ul style="list-style-type: none"> - membre de la famille - situation professionnelle et géo. - fréquence 		

- Recettes en nature

Type de bien	Origine	Quantité et fréquence

Annexe 5E

Guide d'entretien – Savoirs ethnobotaniques et usages locaux

Enquêtes menées dans le village de Taidalt en Août 2013

1. Quels sont les différents noms de cette plante ?
 - 1.1 Où pousse-t-elle ? Comment expliques-tu qu'elle ne pousse pas partout ?
 - 1.2 Est-ce une plante commune ou rare ?
 - 1.3 Peut-on la cultiver ? Est-ce pratiqué par certaines personnes à Taidalt ?
 - 1.4 Peut-on l'acheter au souk ? Si oui, à quel prix ? Est-ce facile à trouver ?

2. Quels sont les différents usages ?
 - 2.1 As-tu déjà utilisé cette plante dans ce but ? Quand et à quelle occasion ?
 - 2.2 A quelle fréquence l'utilises-tu ? En quelle quantité ?
 - 2.3 Récolte : qui va récolter ? A quel endroit ? A quelle période de l'année ? A quelle période de la journée ? Y-a-t-il des interdits pour la récolte (lieu, personne, etc.) ?
 - 2.4 Préparation : explique le processus de préparation. Qui s'occupe de la préparation ? Y-a-t-il des conditions à remplir pour pouvoir préparer ? Quelles parties sont utilisées ? D'autres plantes entrent-elles dans la confection ? Utilisation de dilluants ?
 - 2.5 Utilisation : une fois préparée, comment s'utilise le produit final ?

3. Si usage pharmacologique :
 - 3.1 Quelles maladies la plante préparée ainsi soigne-t-elle ?
 - 3.2 Y-a-t-il d'autres types de maladies soignées avec des préparations différentes ?
 - 3.3 As-tu déjà contracté cette maladie ? Connais-tu quelqu'un qui l'as contractée ?
 - 3.4 Si oui, quel mode de médication a été utilisé ?
 - 3.5 Quel dosage ? Quel matériel est-il utilisé pour en faire la mesure ?
 - 3.6 Quelle est la durée du traitement ?
 - 3.7 En cas d'échec, qu'est-il envisageable de faire ?

4. Savoirs et représentations :
 - 4.1 Qui t'as appris toutes ces choses ? A quelle occasion ? Dans quel contexte ?
 - 4.2 A qui as-tu transmis ton savoir ? A qui es-tu susceptible de le transmettre ? Est-il interdit de le transmettre à certaines catégories de personnes ?
 - 4.3 Connais-tu une histoire sur cette plante ? Mythe collectif, chanson, poème, etc.

5. Classification :
 - 5.1 Cites moi deux plantes que tu considères comme les plus voisines de cette plante.
 - 5.2 Qu'est-ce qui te fait choisir ces deux plantes ?

Annexe 5F

Guide d'entretien – Usage de la pharmacopée dans les foyers

Enquêtes menées dans le village de Taidalt en juin 2014

Thème 1 : inventaire des plantes en stock dans le foyer

Liste des plantes (noms vernaculaires)
Origine géographique / mode d'approvisionnement
Indication
Posologie : préparation, associations, doses
Effets secondaires et contre-indication
Origine de ce savoir / Transmission à un tiers
Usages non médicaux

Thème 2 : maladies fréquentes et préférences médicales

Liste des maladies fréquentes
Type de médication utilisée pour chacune de ces maladies (préférence médicale primaire)
Mode d'approvisionnement des différents médicaments utilisés
Disponibilités : conditions climatiques, prix, lieu d'achat ou de collecte

Thème 3 : Approvisionnement et circulation des médicaments

Qui rapporte les médicaments à la maison en général ?
Quand se fait l'approvisionnement (régulier, en cas de maladie) ?
Quelles sont les modalités d'approvisionnement ? Echange entre foyers ?

Thème 4 : évolution des pratiques et des savoirs

Pourquoi choisir un type de pharmacopée plutôt qu'un autre ?
Quel type de pharmacopée est la plus efficace ? la plus dangereuse ? la plus onéreuse ?
Utilises-tu davantage les médicaments modernes aujourd'hui ?
A quelle époque utilisais-tu davantage les plantes ? Pourquoi avoir changé de pratique ?
Qui dans le village utilise beaucoup les plantes ? Qui à l'inverse utilise beaucoup la médecine moderne ?
Qui détient le plus de savoir sur les plantes ?
Y-a-t-il des savoirs secrets, accessibles uniquement à certaines catégories de personnes ?
En cas de maladie, à qui demandes-tu conseil en premier sur la marche à suivre ? Cette personne est-elle toujours la même ?

Annexe : gomme et miel d'acacia

Types de gommes : nom, propriétés et caractéristiques, zones et périodes de production, conditions nécessaires, moyens nécessaires
Collecte de gomme : qui ? quand ? où ? comment ? pour quels usages finaux ?
Transformation de la gomme : moyens ? lieu ? durée ? pourquoi ?

Miel d'acacia ?

Annexe 5G

Guide d'entretien – Politique forestière aux échelons provinciaux et régionaux

Enquêtes menées sur la région de Guelmim-Smara en Avril 2014

1. L'acaciaie de la province

Ecologie des peuplements

- Surfaces en acacia sur la province : origine des chiffres
- Habitats de l'acacia : conditions topographiques, types de sol, pluviométrie, altitude
- Types de formations : assemblage phytosociologique, port des arbres

Dynamiques actuelles et prospectives

- Dynamiques de régénération naturelle dans les différentes formations
- Facteurs favorables / nuisibles à la régénération
- Evolution récente des superficies, de l'état des peuplements
- Avenir pressenti de l'acaciaie : évolution des surfaces, état des peuplements, biodiversité

Menaces naturelles

- Parasites à l'acacia, impacts et évolution du parasitisme
- Autres prédateurs naturels éventuels (sur la régénération en particulier)
- Changement climatique : effet observable ? Attendu ?

2. Action des services forestiers

De quels problèmes majeurs les forestiers de cette province s'occupent-ils ?

Moyens humains

- Nombre d'employé : ingénieurs, techniciens, agents, administratifs
- Diplômes et expérience du personnel opérationnel
- Ancienneté dans la DPEF

Statut juridique de l'acaciaie

- Délimitation : quelles zones couvertes ? Quels projets ?
- Etat de fait dans les terrains délimités / non délimités
- Processus de délimitation : donneur d'ordre, mise en place, concertation
- Freins à la délimitation et problèmes liés
- Que changerait la délimitation ?

Projets de régénération : état des lieux et objectifs

- Projets de plantation réalisés, en cours de réalisation ou en projet
- Année de plantation, localisation, superficie de ces projets, espèces plantées, nombre de plants
- Suivi des projets, taux de réussite
- Objectifs du projet : intérêts écologiques, économiques et sociaux
- Principales menaces justifiant ces projets

Projets de régénération : dispositifs de mis en œuvre

- Structuration des projets : financeurs, entrepreneurs, main d'œuvre
- Concertation avec la population locale : dispositifs, acceptation
- Principaux freins à la mise en place des projets

Mises en défens

- Etat des lieux des mises en défens existantes, en cours ou en projet
- Localisation, superficies
- Droits et ayants-droits concernés par la mise en défens
- Activités acceptées (par le projet, dans les faits)
- Justifications de la mise en défens
- Dispositif de mise en place, moyens d'application des règles
- Concertation avec la population locale
- Acceptation de la population locale
- Freins et facilitateurs à la mise en œuvre de mises en défens

3. Activités anthropiques et acaciaie

Activité agricole sous acacia

- Existence, surfaces concernées, et impact de cette pratique
- Historique de cette pratique
- Statut juridique des terres concernées
- Droits et ayants-droits sur les terres concernées

Elevage et acacia

- Pression d'élevage sur les acaciaies, évolution récente et future de cette pression
- Types d'animaux majoritaires
- Types d'élevage majoritaire (sédentaire, transhumant, nomade)
- Impact de chaque type d'animaux sur l'acaciaie
- Pratiques et impacts des éleveurs et bergers
- Politique forestière vis-à-vis de l'élevage

Gomme d'acacia

- Existence et pression de l'exploitation de gomme sur la province
- Impacts sur l'acaciaie
- Organisation de la filière
- Statut juridique de l'exploitation de gomme
- Valorisation du produit

Charbon d'acacia

- Pression de l'exploitation sur la province
- Organisation de la lutte contre le charbonnage
- Impact sur les peuplements
- Evolution récente et anticipée de cette activité

Miel d'acacia

- Existence et état de cette activité dans la province
- Historique de l'activité : financeur initial éventuel
- Statut juridique
- Organisation de la filière
- Si pas d'exploitation, quelle justification possible ?

Ménages sédentaires

- Quelle utilisation des ressources naturelles par les sédentaires (urbains / ruraux) ?
- Quel impact et niveau de nuisance sur les ressources naturelles ?

4. Questions ouvertes

Y-a-t-il des associations de protection de l'environnement sur la province ?

Les populations locales ont-elles conscience de l'importance de conserver l'acacia ? Si oui, comment cette conscience se manifeste-t-elle ?

Quel avenir probable, à plus ou moins long terme, des ressources naturelles de la province, en lien avec son économie et sa dynamique de population ?

Comment qualifiez-vous le rapport entre les populations locales (nomades, sédentaires, ruraux, urbains, etc.) et les forestiers ?

Quelles sont vos attentes majeures qui pourraient faciliter votre travail ?

Quel regard porte le ministère sur votre DPEF, située dans un territoire marginal économiquement et socialement ?

