Université catholique de Louvain
Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale
Earth and Life Institute

Dynamiques des dégradations de l'arganeraie et modélisation spatiale de l'évolution forestière : scénarios d'aménagement pour une gouvernance locale

Farid EL WAHIDI

Mars 2013

Thèse présentée en vue de l'obtention
du grade de docteur en sciences agronomiques
et ingénierie biologique

Promoteurs: Pierre Defourny
Fouad Mounir

Composition de Jury

Présidente:	Pr Marie-Laurence de Keersmaecker (UCL, Belgique)
Promoteurs:	Pr Pierre Defourny (UCL, Belgique)
	Pr. Fouad Mounir (ENFI, Maroc)
Lecteurs:	Pr. Quentin Ponette (UCL, Belgique)
	Pr. Marjolein Visser (ULB, Belgique)
	Pr. Travis Lybbert (University California, Davis (USA))

Remerciements

La rédaction de cette partie, la dernière chronologiquement mais si importante qu'elle coiffe tout le document, fut un plaisir que je souhaite partager avec tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à l'aboutissement de cette thèse. C'est également l'occasion de leur exprimer toute ma gratitude.

Cette aventure a tout d'abord été rendue possible grâce à mes deux co-promoteurs, Pierre Defourny et Fouad Mounir, qui m'ont donné l'occasion d'entreprendre et d'accomplir ce projet fascinant. Leur complémentarité a été d'une grande richesse pour progresser dans ce travail et m'ouvrir à leurs différentes disciplines. Avec une bonne dose de rigueur, de persévérance et d'optimisme, ils m'ont été d'un grand soutien pour progresser dans mes questionnements scientifiques et pour mieux appréhender la complexité de la recherche.

Je reviens encore une deuxième fois vers mon promoteur Pierre Defourny, pour m'avoir accompagné tout au long de cette thèse et particulièrement d'avoir accepté de me lire constamment. Je tiens à le remercier chaleureusement pour ses grandes qualités humaines ainsi que pour la confiance qu'il m'a accordée.

J'adresse mes vifs remerciements à Quentin Ponette coordonnateur du projet PIC et membre de jury pour son encadrement scientifique et son soutien logistique tout au long de la réalisation de cette thèse ; ses remarques fructueuses m'ont été d'une précieuse aide pour aboutir à ce doctorat.

Un grand merci à Marjolein Visser pour son investissement dans la lecture de mon travail et pour ses commentaires constructifs lors de l'épreuve de confirmation et de la défense préliminaire. Ses conseils m'étaient d'un grand apport quant à l'amélioration de ce travail et j'espère que nous aurions la chance de réitérer l'expérience.

Remerciements

Mes remerciements vont également à Travis Lybbert, pour avoir immédiatement accepté de lire mon travail et de faire le vol sur l'Atlantique pour l'évaluer et pour avoir son large point de vue, sa profonde intuition et son soutien. Et également à Marie-Laurence de Keersmaecker, qui a accepté de présider le jury de cette thèse.

Les années passées à l'unité d'Environnemétrie et Géomatique furent remplies de moments d'échanges très instructifs et je remercie sincèrement tous ses membres, anciens et actuels. L'enthousiasme et la bonne ambiance qui y règnent sont des éléments de confort indispensables pour la recherche. Je remercie particulièrement Julien, Sophie, Jean Paul avec qui des discussions très enrichissantes sur la télédétection et la modélisation m'ont souvent imprégné, moi le novice. Mes remerciements s'adressent également à Céline L et Catherine pour leurs lectures et pour l'ambiance de travail.

Ma gratitude s'adresse au Haut Commissariat aux Eaux et Forêts qui m'a permis de poursuivre cette thèse et de faire les déplacements entre l'UCL et le Centre de la recherche forestière en toute liberté. Je pense particulièrement à Said El Mercht, Said Hajib, Mohamed Benziane et à Azenfar Abdelkrim.

Je voudrais aussi remercier mes professeurs de l'ENFI qui m'ont offert l'occasion de participer dans ce projet. Je pense particulièrement à Sabir Mohamed, Qarro Mohamed, Belghazi Bakhiyi, feu Ezzahiri Mustapha et Hlal El Aid.

Je remercie vivement la Coopération Universitaire pour le Développement (CUD) qui, au travers d'une bourse de séjours à l'étranger, a soutenu financièrement mon projet de recherche. Je remercie également l'UCL pour son accueil, ses services et ses infrastructures.

Je tiens également à remercier les différentes personnes avec qui j'ai eu des collaborations enrichissantes pour mieux comprendre les processus étudiés mais également la réalité du terrain. Je pense particulièrement aux agents des services forestiers d'Essaouira et aux différents accompagnateurs qui m'ont guidé sur le terrain mais également supporté pour les durs déplacements de collecte des données.

Enfin, une pensée particulière à ma famille sans laquelle tout ce travail n'aurait eu de sens: mes parents et beaux-parents, mon épouse Fatima Ez-Zahra et nos enfants Rayan, Amira et Majda, ainsi que mes frères et sœur Younes, Mohcin et Nora.

Table des Matières

Liste des Figures xi
Liste des Tableaux xv
Liste des Annexes xvii
Résumé xix

Chapitre 1. Introduction 1
Les zones sèches : curiosité scientifique ou problématique globale 1
L'indispensable différenciation entre déforestation, dégradation et perturbation 2
Estimer la dégradation des zones sèches : une particularité biogéographique 4
Modéliser la dégradation : une approche multidisciplinaire 5
Des espaces boisés façonnés par les traditions humaines 6
La restauration écologique en milieux arides et semi-arides 7
Objectifs 12
Structure de la thèse 22

Contexte de l'étude : de l'arganier aux arganeraies 25
1. L'arganier : botanique, biologie et écologie 25
Caractères Botaniques et biologiques 25
Exigences climatiques et édaphiques 26
Étages et séries de végétation 27
Régénération et multiplication végétative de l'arganier 28
2. L'Arganeraie 30
Répartition géographique 30
L'arganeraie : système agro-sylvo-pastoral à rôles multiples 30
Rôles socio-économiques 31
Rôles écologiques et environnementaux 33
3. Des arganeraies sous différentes dynamiques de dégradation 34
4. Zone d'étude 37
Géographie et géologie 37

Climat et bioclimat des Haha 38
Type de végétation 39
Structure du terroir de l'arganeraie des Haha 39

Chapitre 2. Dynamique de changement de l'arganeraie entre sur-usage et mutations sociales : une opportunité d'équilibre socio-écologique ? ... 43
1. Introduction 45
2. Données et méthodes 47
2.1. Données 48
2.2. Méthodologie d'étude des changements 50
Changement en surface des peuplements forestiers 51
Changement en densité 51
Analyse par mode de gestion coutumière 52
2.3. Facteurs démographiques et socio-économiques 52
3. Résultats 54
3.1. Changement en surface des peuplements forestiers 54
3.2. Causes de changements en surface 56
3.3. Changement de densité : analyse centrée sur les arbres individuels 57
3.4. Le mode de gestion coutumière : facteur de régulation des usages 59
3.5. La dynamique démographique, culturelle, sociale et économique 61
4. Discussion 67
Le paysage des Haha : un socio-écosystème à dynamique maîtrisée 67
Interaction entre dynamique socio-économique et processus écologiques 69
5. Conclusion 76

Chapitre 3. Suivi de la dégradation qualitative : attributs et développement d'indicateurs à partir de modèles logistiques. 79
1. Introduction 81
2. Collecte des données 84
2.1. Stratégie de l'échantillonnage 84
2.2. Données d'observation au sol 85
3. Méthodes 93

4. Validation 98
5. Résultats 99
6. Discussion 121
7. Conclusion 127

Chapitre 4. GDEM ASTER et SRTM : Qualité et exactitude dans les plateaux des Haha. 131
1. Introduction 132
2. GDEM et SRTM: deux MNA en accès libre 133
Les données SRTM 134
Les données ASTER 136
3. Exactitude : SRTM vs GDEM 136
4. Matériel et méthode 139
4.1. Zone d'étude 139
4.2. Données de validation 140
4.3. Méthodologie 141
5. Résultats 144
6. Discussions 156
7. Conclusions 159

Chapter 5. Entity-based landscape modelling to assess different incentives mechanisms impact on the argan forest dynamics 161
1. Introduction 163
2. Challenges for the argan forests 166
3. Study area and related data 171
STU/parcels boundaries 173
Biophysical data 174
Socio-economic data 175
4. Methods 177
4.1. Possession suitability and vulnerability of argan parcels 183
4.2. Computation of transition matrices for the possession dynamics 186
4.3. Stochastic possession according to suitability level 189

4.4. Dynamic adjustment of possession process 191
4.5. Transition matrices of stand degradation level dynamic 192
5. Results 193
5.1. Validation of the possession dynamics 194
5.2. Possession transition quantities and spatial maps 197
5.3. SDL and tree density changes 210
6. Discussion 212
7. Conclusion 218

Conclusions 221
1. Principaux résultats 221
2. Limites et perspectives 229
3. Proposition de stratégie d'aménagement 232
3.1. Contraintes à la conservation 233
3.2. L'aménagement « partenarial » : s'approprier la gestion environnementale. 236

Références bibliographiques 243

Annexes 265

Liste des Figures

1.1. Diagramme d'organisation de la recherche. 22
1.2. Aire géographique de répartition de l'arganier au sud-ouest du Maroc et esquisse des principales dynamiques de changement. 36
1.3. Aire de répartition de l'arganier, zone d'étude et occupation du sol. 40
1.4. Structure spatiale du paysage des Haha entre déterminants écologiques, statut foncier et modes de gestion coutumière. 42

2.1. Type et position des différents cas observés de changement en surface, et emplacement des transects utilisés pour l'estimation du changement en densité. 53
2.2. La distribution des effectifs de cas changements en surface détectés dans le domaine forestier selon leur taille et leur type (surface perdue, surface gagnée). 56
2.3. Distribution des changements détectés par mode de gestion traditionnel (agdal, mouchaa) en pourcentage de la surface perdue en domaine forestier. 60
2.4. Évolution de la population et du nombre des ménages des quatre communes entre 1971 et 2004 (graphique) et accroissement moyen annuel (1994 à 2004) de la population par commune (tableau).. 63
2.5. Facteurs de changement, principales mutations de la relation home/environnement et impacts écologiques dans la région des Haha entre 1984 et 2010. 73

3.1. Diagramme de synthèse de l'approche méthodologique. 94
3.2. Résultats de l'ACM et de la classification hiérarchique : cas de la tetraclinaie (3.2-a, 3.2-b, 3.2-c). 104
3.3. Résultats de l'ACM et de la classification hiérarchique : cas de l'arganeraie (3.3-a, 3.3-b, 3.3-c). 107
3.4. Triangle socio-écologique de suivi des facies de dégradation. 120

3.5. Distribution des facies de dégradation selon le mode de gestion de l'arganeraie (agdal, mouchaa, MSA)..... 125
3.6. Distribution de l'hétérogénéité des tetraclinaies ⊥ facies dégradation. 126
3.7. Distribution de la densité des sentiers des tetraclinaie ⊥ facies dégradation. . 127

4.1. Diagramme simplifié de la prise de vue du capteur ASTER (a) et de la navette spatiale SRTM (b). 135
4.3. Démarche générale. 142
4.4. Distribution (%) de la grille des pixels des trois MNA (GDEM-30 m, GDEM-90 m et SRTM-90 m). 145
4.5. Histogramme des écarts entre GDEM et SRTM. 146
4.6. Profils NW/ SE des altitudes comparant GDEM (90 m) vs SRTM (90 m) (a) et GDEM (30 m) vs SRTM (90 m) (b). 147
4.7. Localisation de trois zones de comparaison des réseaux de drainage au niveau de la zone d'étude. 149
4.8. Réseaux de drainage des trois zones générés à partir du GDEM (30m) et du SRTM (90 m). 150
4.9. Trois profils en long (tracklog) 1, 2, 3 issus du GDEM, SRTM et GPS. 154

5.1. Study area showing land cover, STU and argan parcels boundaries. 172
5.2. Matching between argan parcels possessed (into closure) and argan parcels delineated according to homogeneity and scale criteria. 174
5.3. Distribution (%) of some inputs variables calculated from the current studied argan forest. 177
5.4. Overall methodology flowchart of scenario 1. 180
5.5. Overall methodology flowchart of scenario 2. 181
5.6. Overall methodology flowchart of scenario 3.. 182
5.7. Relative importance (weight values between brackets) of the variables used to evaluate possession suitability. 184
5.8. Variable weights used in vulnerability estimation.. 186
5.9. Transition probability (tm) and yearly proportion of parcels changing land tenure status (fmp) for the STU of Tidourine. 189

5.10. Frequence distribution of all parcels (Fi) (a) and the selected parcels (fmp) (b) thanks to the uniform randomisation using the suitability index (Si). 190
5.11. Required rate of regeneration success (Ti) and required suitability (S'i) evolution according to scarcity of argan parcel. 192
5.12. Suitability dispersion of reference-parcels, possessed parcels and not possessed parcels for scenario 1 (SC1) and 2 (SC2)..... 196
5.13. Annual number of possessed parcels and its confidence interval simulated for 30 future years for the scenarii 1 and scenario 2. 198
5.14. Possession planning (schedule) simulated for scenario 1 (circles with dotted line depicting the areas with under-estimation of the possession dynamic). (Continued)..... 200
5.14. Possession planning (schedule) simulated for scenario 2..... 201
5.15. Spatial distribution of the parcels suitability. (Continued). 202
5.15. Spatial distribution of the possession dynamics (scenario 1) described by the number of occurrences. (Continued) 203
5.15. Spatial distribution of the possession dynamics (scenario 2) described by the number of occurrences..... 204
5.16. Current stand degradation level. (continued)..... 205
5.16. Simulated stand degradation level for scenario 1. (continued)..... 206
5.16. Simulated stand degradation level for scenario 2. (Continued)..... 207
5.16. Simulated stand degradation level for scenario 3 208
5.18. Simulated map of tree density change for scenario 2 after 30 years. 209
5.17. Simulated versus current SDL distributions frequencies according to the different scenario after 30 years. 210

Liste des Tableaux

1.1. Composition des revenus des ménages dans deux régions de l'arganeraie de montagne. 33

2.1. Les changements (ha) détectés en domaine forestier (surface totale boisée = 20 850 ha) et en domaine privé entre 1993 et 2003/2006. 54
2.2. Causes de changement en domaine forestier et leur contribution (en ha et pourcentage de surface) dans la dynamique de dégradation. 57
2.3. Résultats de l'inventaire pied à pied des transects linéaires entre les dates 1984 et 2003/2006, et leur composition en termes de modes de gestion coutumière. 58
2.4. Les trois phases cumulatives qui précédent l'équilibre socio-écologique et la gestion durable de l'arganeraie des Haha. 74

3.1. Descripteurs de la végétation mesurés par placette (tetraclianie et arganeraie). 86
3.2. Les facteurs du milieu mesurés par placette. 90
3.3. Synthèse des correspondances entre stade phytodynamique, degrés de perturbation et état de dégradation. 93
3.4. Les résultats du test d'indépendance (*FD* ⊥ variables). 99
3.5. Fonctions discriminantes linéaires. 108
3.6. Erreur de resubstitution pour le classement avec les deux méthodes de l'*AD.* 109
3.7. Estimation par *BTS* des erreurs de classement. 109
3.8. Les résultats du test d'indépendance (*FD* ⊥ facteurs). Les facteurs retenus sont surlignés en gris. 113
3.9. Résumé de la sélection pas à pas des facteurs explicatifs. 113
3.10. Comparaison entre les performances des modèles pour la tetraclinaie et pour l'arganeraie. 115
3.11. Performance du modèle M1. 115
3.12. Estimation des rapports de cotes (OR) : cas de la tetraclinaie. 117
3.13. Estimation des rapports de cotes (OR) : cas de l'arganeraie. 118

4.1. Quelques travaux sur l'exactitude du GDEM et du SRTM..... 138
4.2. La *rmse* et le biais du GDEM et du SRTM..... 152
4.3. Erreurs (*rmse*, biais) et moyennes pondérées avec leur intervalles de confiance des *profils tracklog*. 153
4.4. Statistiques de comparaison des écarts GDEM – SRTM entre exposition nord et sud..... 156
4.5. Statistiques de comparaison des écarts GDEM – SRTM entre exposition nord et sud en pente raide. 156

5.1. Transition matrices betwen qualitative degradation level for parcels managed as *agdal* or *mouchaa*. 193
5.2. Successful matching (%) between the reference parcels and the simulated possession given by buffer area and the possession occurrence for scenarii 1 and 2..... 194
5.3. Key output indicators for the three simulated scenarii. 212

Liste des Annexes

2.1. Les principaux travaux réalisés sur le suivi de la dégradation de l'arganeraie.. 265
3.1. Unité primaire et secondaire de l'échantillon 268
3.2. Stratification par objet homogène. 268
3.3. La charte de recouvrement (adapté de Godron et al., 1983). 269
3.4. Fonctions discriminantes sur les axes factoriels. 270
3.5. Matrice pseudo-inverse des dimensions factorielles en fonction des indicatrices des variables de la végétation. 271
3.6. Les paramètres des modèles logistiques. 272
3.7. Données relevées par placette. 273

Résumé

Forêt paysanne, forêt domestique ou agro-écosystème sont autant de modèles de gestion de forêt qui peuvent qualifier l'arganeraie (*Argania spinosa (L.) Skeels*). Tous traduisent la forte relation existant entre l'homme et cette ressource agro-sylvo-pastorale couvrant environ 948 200 ha dans le sud-ouest marocain. Les discours, décrivant l'arganeraie en forte régression, ont largement simplifiés la réalité et généralisés abusivement des processus locaux à l'ensemble de cet écosystème.

Cette thèse, menée dans l'arganeraie des Haha (province d'Essaouira), concerne toute l'arganeraie littorale et de montagne. Elle a pour objectif de développer des instruments d'évaluation de l'état des ressources forestières et comprendre la nature des interactions entre changements écologiques et transformations sociales. Afin de proposer des stratégies d'aménagement capables de redynamiser cet agro-écosystème, une plateforme de simulation de l'évolution de l'arganeraie a été développée en combinant données biophysiques et sociales ainsi que différentes approches issues de la modélisation dynamique des usages du territoire.

Les résultats de ce travail reposent sur trois types d'analyses. La première mesure, à partir de données de télédétection aéroportée et spatiale, les taux de perte en densité (- 2.04 % en 22 ans) et en surface (- 0.21 % en 13 ans). Malgré le fait que le paysage forestier des Haha soit peu dynamique, il souffre de différentes perturbations de sur-usage provoquant une dégradation qualitative des attributs de l'écosystème. La deuxième analyse quantifie cette dégradation à l'échelle régionale, en utilisant des approches holistiques de mesures au sol d'un grand nombre de placettes et des analyses multi-variées. Un système de caractérisation et de suivi de ce type de dégradation discret est proposé pour le suivi du paysage et des études d'impact. Les modèles développés montrent une exactitude de prédiction de 80.73 % (± 0.004) pour la tetraclinaie et de 70 % (± 0.428) pour l'arganeraie. Le recoupement multidisciplinaire de diverses sources de données a permis de relier les changements écologiques aux modes de gestion coutumière ainsi qu'aux mutations démographiques et socio-économiques de la région. Les récentes évolutions socio-

économiques ont soulevé plusieurs questions sur les conditions susceptibles d'assurer un équilibre socio-écologique pour le maintien voire la restauration de l'arganeraie. Enfin, la troisième analyse a permis de développer un système d'aide à la décision en vue de l'aménagement de l'arganeraie dans un cadre de partenariat public-privé. Le système a simulé l'évolution attendue sur 30 ans de l'utilisation des parcelles d'arganier et de leur niveau de dégradation pour trois scénarii de mise en œuvre de mécanismes d'incitation favorisant l'adoption de mesures de conservation de la forêt (incitation économique/pleine reconnaissance des droits d'usage). En 30 ans, un tel partenariat permettrait de repeupler l'arganereraie d'au moins 25 arbres/ha et de réduire la part des facies « *dégradés* » de 41.4 % à 27.6 %.

Ce travail apporte trois contributions majeures: (i) une précision dans le discours autour des dynamiques de dégradation de l'arganeraie, (ii) le développement et la mise en œuvre d'une approche méthodologique pour la caractérisation, le suivi et la prédiction des facies de dégradation qualitative des milieux ouverts et, enfin, (iii) la mise en place d'une plateforme de simulation de l'évolution de l'arganeraie comme base de proposition des alternatives d'aménagement fondées sur la négociation et les mécanismes d'incitation dans un cadre de partenariat public-privé.

Chapitre 1

Introduction

Les zones sèches : curiosité scientifique ou problématique globale

Les zones sèches situées en bioclimats arides et semi-arides sont des terres dont la productivité, exprimée par la production végétale, est principalement limitée par la disponibilité de l'eau en raison à la fois de faibles précipitations et de fortes pertes par évaporation. Elles ont longtemps été reconnues comme distinctes de par leur géomorphologie et les formes de vie, mais elles sont aussi uniques en termes de cultures, de savoirs et traditions des populations qui y vivent (Stringer, 2008).

Plus d'un tiers de l'humanité vit dans les zones arides (35,5% de la population mondiale en 2000), qui couvrent 41% des terres émergées du globe (Safriel & Adeel, 2005). La plupart de la pauvreté dans le monde s'observe dans ces zones sèches (Dobie, 2001). Par conséquent, le développement durable de cette partie du globe permettrait d'atteindre l'objectif de développement du millénaire ; celui de réduire sensiblement la pauvreté mondiale (Safriel & Adeel, 2008).

Les zones sèches constituent une part non négligeable de la couverture forestière mondiale, 6 % de la forêt mondiale se trouvant en zone sèche (FAO, 2001). Cependant, nombreuses de ces zones à travers le monde sont touchées par des changements rapides. Elles sont parmi les plus fragiles du monde du fait des sécheresses récurrentes et de la surexploitation croissante des maigres ressources (Malagnoux *et al.*, 2007). Particulièrement sensible à la dégradation (Reynolds *et al.*, 2007), 10 à 20 % des zones sèches du globe subissent une ou plusieurs formes de dégradation de la couverture végétale, de la composition des formations végétales, des conditions hydriques, ou des propriétés du sol, ce qui entraîne une perte globale des

services écosystémiques et constitue une grave menace au niveau des moyens de subsistance des populations locales (D'Odorico *et al.*, 2012).

Alors que la déforestation des forêts humides a largement attiré l'attention de la communauté internationale, les estimations de la dégradation des zones sèches restent au stade de la curiosité scientifique. L'étendue des régions sèches, leur pauvreté et leur grande vulnérabilité aux changements climatiques globaux devraient faire du suivi de la dégradation une priorité globale.

L'indispensable différenciation entre déforestation, dégradation et perturbation

Tandis que le terme déforestation s'est vu octroyé de nombreuses définitions et études, le terme de dégradation a fait l'objet de bien moins d'attention (Jauffret, 2001; Lanly, 2003). Pourtant, la dégradation est le phénomène le plus commun et répandu des écosystèmes naturels (Lambin, 1999). Afin d'éviter toute confusion et de cadrer la réflexion pour ce travail, les définitions ci-dessous ont été retenues pour ces processus :

La déforestation (FAO, 2007; Lanly, 2003) : elle se traduit par une conversion de la surface couverte de forêt vers une autre utilisation du sol.

La dégradation selon des écologistes, comme l'a défini (Schmidt-vogt, 1998), est un processus qui déplace l'état d'un écosystème naturel de son optimum. Selon l'écologie forestière, l'optimum d'un écosystème forestier est défini par son état climacique. La dégradation d'une forêt primaire se passe selon deux manières : soit à travers une perturbation qui peut affecter l'ambiance forestière sans la détruire (coupes, coupes délictueuses, parcours, incendie,...), soit par une destruction profonde de la forêt et émergence d'une formation secondaire. Qualifier une forêt comme étant perturbée ou dégradée implique une analyse de ses qualités structurelles et fonctionnelles en relation avec son état original. Cette définition permet de qualifier la dégradation en termes d'intensité, distinguant entre perturbation et destruction avancée de

l'ambiance forestière. Toutefois, elle ne situe pas le phénomène dans son cadre temporel et prend comme référence de comparaison le climax de l'écosystème. Au-delà des débats sur la notion de climax et sur les difficultés à le déterminer, cette approche, utilisée seule, risque de paraître trop sévère et de ne pas assez intégrer les aspects socio-économiques des écosystèmes naturels des régions sèches. Grainger (1999) fait le lien entre la dégradation des forêts et les changements permanents ou temporaires dus à la détérioration dans la densité, la composition, la structure et la productivité du couvert végétal. Jauffret and Vela (2000) et Jauffret (2001) en tiennent comptent et définissent la dégradation comme étant « la détérioration d'un écosystème par rapport à un état antérieur jugé satisfaisant en termes qualitatif (composition floristique, qualité des sols, *etc.*) et quantitatif (recouvrement, biomasse, *etc.*) ». Une approche plus complète et plus soucieuse des interactions humaines avec le milieu naturel doit être trouvée.

Globalement, toutes les définitions (FAO, 2007; IPCC, 2003; ITTO, 2005; UNEP/CBD/SBSTA, 2001) postulent que la dégradation est un phénomène qui se produit à long terme, induit par les activités humaines et qui engendre un changement négatif dans la structure, la composition, les fonctions et la capacité de production des biens et services. Elle est généralement associée, à l'échelle d'une unité d'aménagement du paysage, à une fragmentation de la forêt avec ou sans un accroissement du taux de déforestation.

Les perturbations : toute dynamique de dégradation est entretenue par une ou plusieurs perturbations à action prolongée. Grime (1977) considère la perturbation comme « un mécanisme qui limite la biomasse d'une plante en causant sa destruction partielle ou totale ». Cette définition a l'inconvénient de se limiter à la composante biophysique de l'écosystème. Pour Pickett and White (1985), il s'agit de « tout événement, relativement discret dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population, modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique ». Pour d'autres auteurs, ce serait un agent imprévisible de changement des structures et des fonctions du système d'origine (Jauffret, 2001; Montalvo *et al.*, 1993). Bazzaz (1983) définit une

perturbation comme étant « un changement soudain des ressources dans une unité de paysage, et se traduisant par un changement perceptible dans les réponses des populations animales et végétales ».

Tout au long de son histoire, un système écologique subit un ensemble de perturbations à différentes échelles spatiales et temporelles. Cet ensemble, appelé *régime de perturbation*, est caractérisé par la nature des phénomènes (le feu, le pâturage, le labour, mutilations, *etc.*), leur fréquence spatio-temporelle, leur intensité et leur taille respective (Pickett & White, 1985). Chacune des composantes du régime de perturbation agit de manière distincte sur les communautés et les populations. Quand ce régime de perturbations dépasse la capacité de *résilience* de l'écosystème, les changements provoqués s'inscrivent dans un processus de dégradation irréversible.

Estimer la dégradation des zones sèches : une particularité biogéographique

Pour comprendre la dégradation et la perte des écosystèmes et des ressources naturelles dans les zones sèches, des indicateurs quantitatifs doivent être mis au point et des niveaux de référence doivent être établis selon des critères précis (Alados & El Aich, 2008). La dégradation en général, et particulièrement dans ces milieux arides, est le résultat d'interactions complexes entre facteurs biophysiques et humains, qui peuvent varier sur une large gamme d'échelles spatiales et temporelles. La quantification de ces facteurs est extrêmement difficile.

Les outils de télédétection sont très utiles pour la détection, l'estimation et le suivi des changements brutaux à la surface du sol provoqués par les activités humaines. De nombreux algorithmes et méthodes numériques de détection du changement ont été développés (Bontemps *et al.*, 2008; Desclée *et al.*, 2006). Le recours à ces outils pour le suivi du changement d'un écosystème rencontre de multiples défis qui proviennent du besoin de détecter aussi bien les conversions brutales que les modifications graduelles, mais aussi des limitations pour combiner différentes données de télédétection à différentes résolutions spatiales et spectrales (Coppin *et al.*, 2004). On

note également, qu'elles sont peu testées dans les forêts ouvertes où les limites entre milieux boisés et déboisés deviennent diffuses et difficiles à définir avec précision. Leur capacité est souvent limitée pour repérer les changements ponctuels, de petites étendues, qui caractérisent les forêts ouvertes. En milieux secs, la première source de difficulté d'estimation des changements relève de la nature du couvert végétal caractérisé par une forte hétérogénéité structurale (couvert non continu *vs* couvert fermé des forêts tropicales) et physionomique (forêt, matorral arboré, matorral arbustif et steppe) (Grainger, 1999). Ces diverses formes du couvert végétal, le plus souvent issues de la même séquence de dégradation de l'état climacique, rend difficile la définition du seuil précis au-delà duquel le changement est observé. Le suivi de la dégradation rencontre encore plus de contraintes en relation avec la variabilité saisonnière et interannuelle des attributs de l'écosystème (biomasse et densité de la canopée). Cette variabilité, fortement tributaire des fluctuations des précipitations qui dominent les climats arides et semi-arides, induit de larges incertitudes dans l'estimation de la dégradation.

Modéliser la dégradation : une approche multidisciplinaire

Une des régions écologiques en déficit hydrique du globe est le sud du bassin méditerranéen. Ses écosystèmes sont un cas particulier des zones sèches qui représentent 1.6 % des terres émergées, mais constituent l'habitat de 10 % de la biodiversité mondiale dont plusieurs espèces sont endémiques (Thompson, 2005). La dégradation y est un phénomène très ancien et répandu à cause d'une longue histoire d'intenses utilisations anthropiques qui ont façonné le paysage naturel (Le Houerou, 1990). Elle est le résultat d'interactions entre les activités humaines et les écosystèmes naturels depuis des millénaires (Weber, 1996) et leur restauration exige en général la participation de communautés tributaires des ressources produites par ces écosystèmes.

Depuis quelques années, un nouveau besoin de connaissances sur la dynamique des interactions entre la composante biophysique (ressources) et la composante socio-économique (usages) est apparu (Loireau, 1998). Pourtant, la plupart des estimations

de la dégradation sont soit associées exclusivement à des facteurs biophysiques (la perte de la couverture végétale, le changement de l'albédo) ou à des facteurs socio-économiques (baisse de la production, les mouvements de population, *etc.*), mais rarement les deux types simultanément (Reynolds *et al.*, 2007). La mise en place de méthodes pour évaluer à la fois les facteurs biophysiques et socio-économiques ainsi que les conséquences de la dégradation, aiderait à comprendre les mécanismes de la dynamique en cours (Lorent *et al.*, 2008). Elles doivent être basées sur la combinaison des métriques écologiques au niveau de la station et des différents usages à l'échelle des communautés locales et leurs relations avec les conditions socio-économiques régionales.

Des espaces boisés façonnés par les traditions humaines

En zones sèches, la fragilité des systèmes et la sensibilité du milieu induit une forte interdépendance entre environnement et développement. Les perturbations naturelles et anthropiques conduisent à une baisse considérable du potentiel agro-pastoral et aggravent ainsi la détérioration du milieu et des conditions de vie des populations locales. Par ailleurs, la faible productivité et/ou la pauvreté, inhérentes aux terres semi-arides, engendrées par l'utilisation ou la sur-utilisation des ressources sont considérées comme un défi pour valoriser ces terres. Ce défi induit une ingéniosité dans les modes d'utilisation des ressources qui génère des adaptations et des innovations pour faire face à la dégradation/désertification, la pauvreté et les conflits (Counter-paradigm de Safriel and Adeel (2005)). En effet, dans ces milieux se développent des usages coutumiers qui permettent des adaptations biologiques et sociales offrant une résilience élevée aux écosystèmes face aux impacts humains. Ces savoirs locaux, prenant la forme d'un système régulant l'utilisation des biens et services communs, sont jugés utiles dans l'équilibre socio-écologique de ces régions (Aziz, 2012; Galvin, 2004). Cependant ces relations autrefois en équilibre risquent d'être perturbées voir disparaître face aux changements culturels et socio-économiques imposés par le contexte actuel de globalisation.

Ce corpus de savoirs locaux de gestion environnementale développé depuis des siècles est appelé actuellement à coexister avec les systèmes modernes d'administration et de gestion. En effet, dans beaucoup de pays en développement, le contrôle de la dégradation est géré par la mise en place, par les autorités étatiques, d'interdits et de restrictions sur son usage. C'est une approche qui se heurte à des difficultés de succès, surtout lorsque la forêt est utilisée par une large population à faibles revenus, soit pour leur usage personnel, soit comme source de produits pour la vente à petite échelle. Afin d'éviter le sort des biens communs conformément à la « *tragédie des biens communs* » de Hardin (1968), la tendance actuelle repose sur la reconnaissance des droits de propriété bien définis pour promouvoir une meilleure utilisation des ressources et leur entretien plus régulier à long terme. Elle développe les fondements d'une approche institutionnaliste qui met l'accent sur les mécanismes de régulation dans l'exploitation des ressources communes (Ostrom, 2010). Elle consiste à rendre aux communautés locales le contrôle de leurs ressources, lorsque l'Etat et les marchés n'arrivent pas à résoudre les problèmes de la dégradation dans le cas d'une exploitation de ressources en libre usage et de la provision de biens publics (Bardhan, 1993; Nugent, 1993).

Cette approche de délégation de la gestion communautaire des ressources naturelles peut aussi être soutenue par des politiques d'incitation commerciale ou financière (Homer-Dixon, 1994), le développement de technologies et des innovations dans les pratiques culturales (Adeel *et al.*, 2005). La combinaison de ces facteurs peut conduire dans beaucoup de situations à des niveaux d'utilisation des ressources qui soient durables (UNCCD, 2012).

La restauration écologique en milieux arides et semi-arides

Dans les zones arides et semi-arides, la littérature de l'écologie appliquée à l'agriculture, à la foresterie et à la gestion des parcours confirme que les populations locales continuent à être la force dominante dans l'évolution des écosystèmes naturels et les agro-écosystèmes (Aronson *et al.*, 1993; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Le niveau de changement et de dégradation produit par l'homme dans ces

milieux naturels, appelle des choix stratégiques pour leur restauration ou réhabilitation (Hobbs & Harris, 2001). En effet, en plus de la conservation ou de la protection du capital naturel actuel, il est nécessaire de procéder à des projets de restauration écologique (RE) (Comín, 2010). Cette dernière est vitale pour stopper l'actuelle perte de biodiversité et la détérioration des services des écosystèmes (Dobson *et al.*, 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Restauration écologique : définition

Pour Aronson *et al.* (1993), la restauration écologique cherche un retour complet ou quasi-complet d'un écosystème à un état préexistant (historique ou indigène). Le but de ce processus est de retrouver la structure, le fonctionnement, la diversité et les dynamiques d'un écosystème pionnier (*i.e.* climax). Cette définition *sensu stricto* de la restauration est jugée imprécise en raison de la difficulté de déterminer l'état de l'écosystème historique, le plus souvent simplifié à un inventaire des espèces et des communautés (végétale et animale) (Cairns, 1991; Simberloff, 1990).

La restauration *sensu lato*, cherche à arrêter le processus de dégradation et à faire suivre l'écosystème actuellement perturbé une trajectoire d'écosystèmes alternatifs (simplified ecosystems) qui semblent avoir régner avant le début de la perturbation (Aronson *et al.*, 1993).

Une étape cruciale d'un projet de restauration est la sélection d'un écosystème de référence. Celui-ci a été défini par Le Floc'h *et al.* (1995) comme une approximation de l'état souhaitable, une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles et accessibles par une succession d'étapes appelée trajectoire. L'écosystème de référence sera ensuite utilisé pour évaluer les efforts de restauration.

Au-delà des différences entre la restauration *sensu lato* et *sensu stricto*, le but global est de conserver les traits historiques de la biodiversité, la structure et les dynamiques de l'écosystème. Cependant, un tel objectif exclusivement écologique (*conservation)* pourrait être en contradiction avec les fonctions socio-économiques importantes des

agro-écosystèmes des milieux arides et la survie des populations locales (Romagny, 2009).

Une définition plus récente de la restauration écologique a été formulée pour prendre en compte la production des biens et services des écosystèmes et leurs bénéfices pour la population locale. « La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable » (Society of Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group, 2004). Son but est de « restaurer des écosystèmes pour qu'ils deviennent résilients et autonomes quant à leur structure (composition spécifique, physionomie), à leurs propriétés fonctionnelles (productivité, flux d'énergie, etc.) et pour qu'ils s'intègrent dans des paysages terrestres tout en fournissant des ressources pour un développement durable des populations humaines.» (Aronson *et al.*, 2006; Dutoit, 2011).

La restauration peut ainsi être passive, lorsque les forces de dégradation sont réduites, permettant la mise en place des processus naturels d'auto-réparation (*e.g.,* la mise en défens). Ce n'est généralement pas possible dans les milieux arides et semi-arides des régions méditerranéennes (Aronson *et al.*, 1993; Dutoit, 2011). Le Houérou (1995) et Aronson *et al.* (1993) indiquent que lorsque la pression exercée sur un écosystème a été trop intense, ou trop longtemps maintenue, celui-ci est alors susceptible de ne plus présenter de capacité dynamique suffisante pour que la seule diminution de la pression humaine lui permette de se restaurer. De ce fait, la restauration devrait être active et guidée par des interventions humaines (Lake, 2001).

La pratique de la restauration écologique comprend un large éventail d'opérations : la lutte contre l'érosion, le reboisement, l'élimination des espèces non indigènes et les mauvaises herbes, la remise en végétation des zones perturbées, la réintroduction de bonnes espèces pastorales et indigènes, la reconstitution du stock semencier des espèces clés (Aronson *et al.*, 2010). Ces opérations doivent être techniquement

réalisables et socialement acceptées par les utilisateurs locaux (Blignaut *et al.*, 2013; Cortina *et al.*, 2011).

La restauration écologique est menée indifféremment dans des écosystèmes naturels et semi-naturels, ces derniers étant des habitats abritant des espèces natives et à colonisation spontanée, mais dépendant d'une méthode de gestion traditionnelle (Westhoff, 1983 in Cristofoli and Mahy (2011)). Dans ces milieux fortement modifiés par les usages de l'homme, la restauration cherche un retour à un état de « quasi-métastabilité » créé par des perturbations anthropiques continues mais relativement légères (Aronson *et al.*, 1993). Cette propriété d'oscillation des écosystèmes à l'intérieur d'un domaine de stabilité rappelle celle de la résilience et des seuils d'irréversibilité.

Résilience et seuils d'irréversibilité

Le terme de résilience au sens de l'écologie fut proposé par Holling (1973). Elle semble particulièrement adaptée à l'étude des macro-systèmes (systèmes socio-écologiques par exemple) et aux approches écosystémiques. Peterson *et al.* (1998) définissent la résilience comme la capacité des systèmes écologiques à maintenir de façon dynamique leurs structures et leurs propriétés face à des bouleversements du milieu. Elle se décline en trois propriétés fondamentales (Carpenter *et al.*, 2001) : (i) la quantité de changement que le système peut supporter, (ii) la capacité du système à s'auto-organiser, (iii) la capacité du système à apprendre et à s'adapter. Les deux dernières propriétés définissent ce qu'on appelle la capacité adaptative des systèmes. Cette capacité permet d'envisager la résilience comme une propriété dynamique susceptible d'évoluer au cours du temps (Carpenter *et al.*, 2001; Gunderson, 2000). Elle s'appuie sur la définition de domaines de stabilité (Carpenter *et al.*, 2001; Ludwig *et al.*, 1997) définit par des limites d'existence (seuils d'irréversibilité) des systèmes écologiques. Ces seuils d'irréversibilité ne sont généralement pas aisément détectables ou quantifiables (Aronson *et al.*, 1993). En milieux arides et semi arides, un écosystème ayant franchi un seuil d'irréversibilité ne peut retourner à l'état précédent

sans intervention active pour corriger les changements produits par la perturbation (Aronson *et al.*, 1993).

Plusieurs modèles théoriques ont été proposés pour mesurer la résilience (Aronson *et al.*, 1993; Holling, 1973), mais des mesures pratiques et explicites sont rarement développées (Cordonnier, 2004).

Restauration écologique et services écosystémiques

Depuis les recommandations du Millennium Ecosystem Assessment (2005), les projets de restauration écologique ont été multipliés dans le monde entier donnant à la pratique de restauration écologique une large reconnaissance (Aronson *et al.*, 2010; Hobbs, 2007; Roberts *et al.*, 2009). En parallèle, l'émergence des politiques de gestion des services écosystémiques représente un important changement dans les objectifs de la restauration (Bullock *et al.*, 2011). Les nouvelles approches d'évaluation économique des biens et services des écosystèmes (EESE) ont ainsi ouvert la voie de mécanismes d'incitation dans les programmes de restauration et de conservation (PRC) (Aronson *et al.*, 2006; Ehrenfeld, 2000). EESE et PRC sont intimement liées et devraient faire partie intégrante des processus de gestion durable des écosystèmes (Yin & Zhao, 2012).

Objectifs

Cette thèse a été menée dans le cadre du Projet Interuniversitaire Ciblé (PIC) dont l'objectif global est la mise en mise en place d'une stratégie d'aménagement de l'espace rural de l'arganeraie (*Argania spinosa (L) Skeels*) des Haha (Province d'Essaouira – Maroc). Il s'agit de définir une politique de gestion capable d'assurer la coexistence entre objectifs de développement local et de conservation, voire de restauration, de cet écosystème forestier.

Toute approche d'aménagement implique de faire un diagnostic global du territoire rural afin de comprendre les principaux processus écologiques et socio-économiques impliqués et leurs interactions. Ce diagnostic se traduit par des besoins précis en termes d'outils opérationnels. Il s'appuie premièrement sur des indicateurs quantitatifs permettant de renseigner les magnitudes des changements et d'assurer le suivi dans le temps et dans l'espace. Il repose ensuite sur des outils de simulation prospective pour la comparaison des différentes alternatives d'aménagement envisageables.

Ces deux phases du diagnostic du territoire rural vers l'élaboration d'une stratégie d'aménagement constituent le cœur de cette thèse. Plus précisément trois objectifs principaux sont identifiés:

(i) Développer des instruments d'évaluation objective des différentes formes de dégradation (perte en surface, perte en densité des arbres et détérioration qualitative des attributs écologiques) des ressources forestières de l'arganeraie ;

(ii) Comprendre la relation entre changement écologique et social dans la région à partir du recoupement de données issues de sources multidisciplinaires ;

(iii) Simuler l'évolution du paysage forestier, par une approche de modélisation territoriale des usages susceptible de conduire à des propositions de stratégie d'aménagement.

Après avoir énoncé brièvement le contexte particulier de la forêt d'arganier, qui est un archétype des milieux ouverts des zones sèches soumis à des usages multiples, cette section rappelle les difficultés de mener un suivi fiable des différentes formes de dégradation des milieux secs et met ces difficultés en relation avec les questions de recherche spécifiquement développées dans ce travail.

L'arganeraie couvre environ 948 200 ha (Lefhaili, 2010), répartie essentiellement entre le Haut Atlas et l'Anti – Atlas, dans une région à la frange sud-ouest du Maroc en transition vers le Sahara. Eu égard à ses multiples usages agropastoraux et à son importance dans l'économie rurale, elle a été désignée réserve de biosphère de l'UNESCO en 1998.

Bénéficiant d'une législation spéciale par rapport aux autres forêts marocaines, les droits d'usage accordés aux populations locales y sont plus étendus pour qu'on puisse les considérer comme des droits d'usage habituels. Ces différents droits reconnus par le législateur se greffent sur un système existant de règles coutumières. La gestion coutumière, mise en œuvre par les institutions locales, repose sur une combinaison de droits d'accès et droits d'usage au niveau individuel (ménage) ou communautaire (Auclair, 2010). Elle permet d'articuler dans le temps et dans l'espace les principaux usages des forêts d'arganiers en conciliant l'intérêt des ayants droits au pâturage (fraction, tribu) et celui des ayants droits à la récolte des fruits (familles et lignages). Ainsi, c'est sans doute dans l'arganeraie que la législation forestière nationale et le droit coutumier local coexistent le plus étroitement à travers un ensemble de pratiques et de modes de gestion définissant les espaces et les ayant droits, en régulant dans le temps l'accès aux différentes ressources (Simenel *et al.*, 2009).

Cette gestion complexe des ressources communes reflète la relation étroite entre les deux composantes du système arganier (homme et environnement). La multifonctionnalité de cet écosystème, longtemps considéré au centre des moyens de subsistance des populations locales, et la diversité des acteurs impliqués dans sa gestion sont actuellement au centre des enjeux du développement rural dans tout le sud-ouest marocain.

Objectifs

Dans la littérature, les estimations de la dégradation des espaces boisés ne sont très souvent détaillées qu'au niveau local sur des sites de superficie limitée. Le suivi à l'échelle régionale, lorsqu'il existe, reste très approximatif (Lanly, 2003) et soulève un certain nombre de défis méthodologiques.

Indépendamment du territoire considéré, l'estimation de la dégradation dépend largement des définitions appliquées, des formes de dégradation étudiées et des méthodes d'évaluation utilisées. La première difficulté d'estimation de la dégradation réside dans la nécessité de différencier les formes et les degrés de gravité de celle-ci. La déforestation étant binaire (0 ou 1), la dégradation ne saurait l'être, au risque d'une trop grande simplification sous-estimant les changements graduels produits dans l'écosystème.

A ces difficultés conceptuelles et méthodologiques, d'autres défis d'estimation de la dégradation peuvent être relevés en relation avec la nature des espaces boisés des zones sèches, le plus souvent ouverts. Dans les forêts ouvertes, l'impact de l'homme est généralisé et diversifié et l'écosystème est souvent remplacé par l'agro-écosystème, qui conserve presque toutes ses caractéristiques (Grainger, 1999). La faible densité d'arbres dans ces milieux ouverts permet le développement de diverses utilisations (labour, pâturage) sans que leurs structures horizontale et verticale soient radicalement changées.

En général, pour faire le suivi de la déforestation et des conversions brutales, les différentes techniques issues de la télédétection spatiale ont été jugées satisfaisantes. Dans les forêts ouvertes, les changements dans la structure (horizontale et verticale) tendent à être essentiellement subtils et continus et leur détection n'est pas assurer à partir de ces méthodes de classification habituelles. En effet, l'ampleur de ces changements n'est souvent pas suffisamment importante pour marquer le passage d'un type de végétation à un autre, à moins que la typologie de la végétation identifie un très grand nombre de catégories étroitement définies.

De surcroit, compte tenu de la subtilité des changements caractérisant ces zones, l'impact réel du changement est de l'ordre de grandeur de l'incertitude de la mesure

(bruit aléatoire, biais, taux de sondage) et requiert des mesures répétées et des techniques statistiques élaborées (Desclée *et al.*, 2006).

Le suivi de la dégradation rencontre encore plus de contraintes en relation avec la variabilité saisonnière et interannuelle des attributs de l'écosystème, canopée et densité de la biomasse (Helldén, 1991; Tucker *et al.*, 1991). Cette variabilité, pouvant atteindre 60% du couvert végétal (Fuller, 1999), est fortement tributaire des fluctuations des précipitations, une caractéristique structurelle des climats arides et semi-arides. Par conséquent, négliger ces variations interannuelles induirait de grossières erreurs dans l'estimation de la dégradation.

Au-delà des aspects quantitatifs, la dégradation prend également plusieurs formes de manifestations qualitatives au niveau des attributs écologiques : différents types de mutilations observées sur les arbres, absence de régénération, ravinement du sol, simplification de la structure verticale, composition floristique, *etc.* Celles-ci sont souvent difficiles à intégrer dans les modèles d'estimation. Cette difficulté, qui provient de l'incompatibilité entre mesures quantitative et qualitative, soulève plusieurs questions sur la meilleure approche pour le suivi intégré de la dégradation. Pour y parvenir, une option pourrait être basée sur (i) des analyses multi-variées utilisant des méthodes de classification statistique, et (ii) la construction d'indicateurs empiriques, *i.e.,* formulations mathématiques combinant des métriques de différentes sources d'information. Les deux approches doivent être étalonnées par rapport à un échantillon représentatif de mesures au sol des attributs biophysiques qui caractérisent l'état des surfaces.

Globalement, tout système de surveillance basé sur la télédétection de la dégradation des zones sèches doit être complété par des données collectées sur le terrain non détectables à distance, même pour des résolutions spatiales très détaillées (50 cm). Il s'agit particulièrement de recueillir des données écologiques (composition floristique, structure de la végétation, qualité du sol, *etc.*) et l'impact des différentes formes de perturbations dues à l'usage régulier des strates de la végétation. Les particularités des milieux arides impliquent la mise en place de méthodes robustes et fiables basées sur

des indicateurs combinant plusieurs variables du milieu et de la végétation, et dont la mesure se réalise aussi bien à partir des données de télédétection qu'à partir des mesures au sol.

Dans ce contexte, le premier objectif principal de cette thèse a été décomposé en deux questions (Q_1 et Q_2) de recherche formulées comme suit.

Q_1. *Compte tenu des difficultés à mesurer les changements de faible ampleur dans les milieux ouverts des zones sèches, est-il possible de faire un suivi précis de la dégradation, qui veillerait à ce que l'incertitude de la mesure ne masque pas le changement ?*

Cette question traitée dans la première partie de la thèse consiste à construire une image de l'ensemble des changements du couvert forestier dans les conditions particulières des milieux ouverts des zones sèches. Il s'agit d'identifier, à partir de données de télédétection à très haute résolution, les différents types de dégradation (changement en surface et densité des arbres) des forêts et d'estimer leur rythme.

Le suivi des changements en surface des formations ouvertes n'est pas en mesure de capter les faibles évolutions de la biomasse végétale et est souvent associés à des erreurs de surestimation ou de sous-estimation (Rautiainen *et al.*, 2011). Il ne constitue dès lors pas un outil suffisant pour le suivi des changements en milieux ouverts des zones sèches et doit s'accompagner d'une évaluation des changements en densité des arbres.

Du point de vue méthodologique, la déforestation et la dégradation de l'arganeraie sont deux phénomènes qui doivent être appréhendés par des approches spécifiques. Il semble logique de vérifier en premier lieu si un processus de déforestation est en cours avant d'aborder la question de la dégradation.

> La comparaison visuelle a permis de repérer et de délimiter les changements en surface (déforestation) des peuplements forestiers qui se sont produits entre 1993 et 2003/2006. Pour relever et estimer les différentes formes de la dégradation, deux approches complémentaires sont utilisées: (i) l'estimation des changements en densité des arbres menée par une analyse pied à pied des arbres individuels le long de transects linéaires entre les années 1984, 1993 et 2003/2006, et (ii) la caractérisation de la dégradation qualitative des attributs de l'écosystème arganier.

Ces deux indicateurs quantitatifs (changement en surface et en densité), bien que largement utilisés pour mesurer les changements en forêts tropicales humides (Desclée *et al.*, 2006; Duveiller *et al.*, 2008) et en forêts ouvertes des zones sèches (Diouf & Lambin, 2001; El Yousfi, 1988; le Polain de Waroux & Lambin, 2011; Schulz *et al.*, 2010), restent toutefois insuffisants pour relever l'ensemble des changements écologiques des écosystèmes forestiers. En effet, dans les zones sèches (*i.e.,* région méditerranéenne) les écosystèmes forestiers sont plutôt modelés par les activités humaines, - principalement le pâturage, le labour ou la coupe de bois de feu - que par les facteurs naturels (Johnson & Lewis, 2007). Puisque l'impact de l'homme est plus diversifié dans ces forêts, l'écosystème est souvent transformé en agro-écosystème. A cause de l'exercice des différents usages des strates de l'écosystème, celui-ci subit diverses perturbations anthropiques qui modifient progressivement ses attributs biophysiques. Les méthodes classiques de suivi - comme les inventaires forestiers et les estimations des changements en surface ou en densité – sont peu adaptées pour détecter ces changements continus et discrets. Elles sous-estiment le plus souvent la portée qualitative du phénomène de la dégradation.

Le régime des perturbations anthropiques influence fortement la structure et le fonctionnement spatio-temporel des écosystèmes forestiers (Franklin *et al.*, 2002). L'intégration des perturbations dans les modèles de suivi des changements des écosystèmes est essentielle pour relier les changements observés à des facteurs précis dus à l'exercice des usages, mesurer leur poids et comprendre leur mécanisme.

Objectifs

Un autre aspect important dans la modélisation reliant les facteurs à leurs impacts est d'intégrer les processus de perturbation ponctuelle se produisant à court terme (des événements de perturbation comme la mise en culture sous les arbres) et d'autres perturbations à ampleur spatialement plus diffuse se produisant à long terme (pâturage, coupe de bois de feu).

L'approche du suivi de la dégradation qualitative a été focalisée sur des indicateurs qui peuvent être mesurés localement à partir d'un diagnostic qui intègre un ensemble de variables de changement dans les structures et la composition des forêts (Mutangah, 1996). Cette problématique de dégradation des attributs écologiques a été formulée selon la manière suivante :

***Q*₂** *Comment développer un système de caractérisation des facies de dégradation capable de hiérarchiser les facteurs anthropiques de perturbations et de quantifier leurs impacts dans le processus de dégradation qualitative des écosystèmes naturels ?*

La démarche suivie pour répondre à cette question a été structurée en décomposant cette problématique en deux étapes :

La première étape a pour but d'identifier les descripteurs pertinents des états de la végétation et de produire un système objectif (*i.e.,* équations mathématiques) de caractérisation des stades de dégradation à partir d'un nombre limité de mesures au sol.

La seconde étape consiste à élaborer et valider, par une approche multidimensionnelle, des indicateurs écologiques des états de dégradation. Ces indicateurs, à la fois prédictifs et explicatifs, permettent de relier les principales perturbations d'origine anthropique (coupe de bois et parcours), leurs impacts et les stades de dégradation. Les valeurs comparées dans le temps de ces indicateurs permettront d'évaluer la dynamique de changement d'état, de déduire l'importance de chaque agent de perturbation et d'orienter les efforts d'aménagement.

La dégradation des milieux ouverts des zones sèches est autant d'ordre écologique que sociétal. Le deuxième objectif principal de cette recherche examine plus en profondeur ce qui a déjà été évoqué concernant les changements écologiques et leur relation avec l'historique des mutations socio-économiques locales et régionales autour de l'arganeraie. Cet objectif a été abordé en répondant à la question de recherche ci-dessous :

***Q*$_3$** *Au-delà des frontières disciplinaires, et eu égards à la multifonctionnalité des milieux ouverts, convient-il d'interpréter la dégradation observée de l'arganeraie comme inéluctable conformément à la théorie malthusienne ou plutôt de l'analyser à partir du concept de socio-écosystème qui combine rôle socio-économique et efficience écologique?*

> Le croisement des résultats de l'analyse de changements avec des données multidisciplinaires (démographie, bien être de la population locale, structure communautaire et sociale, *etc.*) doit permettre de se prononcer sur la durabilité du modèle socio-écologique de l'arganeraie (i.*e.* homme/écosystème naturel). Les récentes évolutions socio-économiques de la région ont soulevés plusieurs questions sur les conditions susceptibles d'assurer un équilibre socio-écologique pour le maintien voire la restauration (*i.e.,* repeuplement) de l'arganeraie.

Au cours des dernières décennies, les forêts d'arganier ont été considérées comme largement menacées et en forte régression, dû entre autre choses à l'expansion des cultures irriguées, la coupe de bois de feu et au surpâturage. En dépit de l'absence de mesure précise, les discours nationaux et internationaux se font alarmistes sur le devenir de l'arganeraie, agro-écosystème sous pressions multiples. Dans ce contexte de dégradation, la question suivante se pose avec évidence :

***Q*$_4$** Étant *donné la diversité des acteurs et la divergence de leurs intérêts, quelle stratégie d'aménagement serait capable d'inverser ce processus de dégradation de l'arganeraie et d'assurer son repeuplement ?*

Objectifs

Cette question fait l'objet d'une recherche dont l'objectif est de proposer une stratégie d'aménagement de l'arganeraie capable d'inverser la dynamique actuelle. L'approche développée tente de mettre en place un système d'aide à la décision en vue de clarifier et de hiérarchiser les modes alternatifs de gestion de l'arganeraie. Ce système, fondé sur des hypothèses théoriques, a permis de passer des dynamiques de changements en cours à des de scénarios prédictifs simulant l'évolution future (jusqu'à l'année 2042) du paysage forestier de l'arganeraie. La quantification et la compréhension des processus de dégradation ont été achevées à partir des résultats simulés par les différents scénarios identifiés.

L'approche méthodologique de modélisation utilisée combine différentes sources de données biophysiques, socio-économiques et ethnique des populations locales (*e.g.* unités socio-territoriales). Elle intègre aussi les interactions dynamiques de rétroaction (*feed-back*) entre impacts socio-économiques (offre pastorale et rareté des parcelles arganier) et conditions écologiques (*e.g.* densité arborée, facies de dégradation, *etc.*). Ces mécanismes d'interaction sont incorporés en tant que déterminants internes du modèle pour simuler l'évolution du système arganeraie.

Cette démarche de modélisation utilise notamment des données topographiques (altitude, pente, exposition, position dans la topo-séquence) et des variables de proximité (*distance-based variables*) qu'il faut générer à partir d'une source fiable de Modèle Numérique d'Altitude (MNA). Les données Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) furent pendant longtemps l'unique source d'altitude disponible à couverture globale. Plus récemment, le Global Digital Elevation Model (GDEM) issu des images ASTER a été mis en ligne en juin 2009 et constitue la première source d'altitude disponible à 30 m de résolution (planimétrique) dans la zone. La validation et la comparaison entre ces deux sources de données d'altitude (GDEM, SRTM) a fait l'objet d'une analyse spécifique.

Plusieurs auteurs (Ostrom, 2010; Pinton & Grenand, 2007) insistent sur le possible équilibre entre systèmes écologique et social, basé sur la gestion participative, la cogestion ou encore le co-management des ressources communes. L'arganeraie étant au centre des moyens de subsistance des populations locales, elle est de plus en plus considérée comme un agro-écosystème où les utilisateurs doivent être impliqués dans toute stratégie de conservation.

Les différents scénarios alternatifs de gestion ont été développés sur base de différents mécanismes d'incitation conçus afin d'encourager la population usagère à adopter des pratiques de gestion durable (UNCCD, 2012). Ces mécanismes prennent diverses formes d'incitations comme des (i) avantages économiques fondées sur le marché (Incentive and Market-Based Mechanisms), (ii) attributions financières qui profitent directement à la population locale, comme paiement des services écosystémiques (Payment for Ecosystem Services) (Jack *et al.*, 2008), ou comme des (iii) mesures législatives de reconnaissance de droits dans un cadre de partenariat définissant les usages et les responsabilités.

Afin de garantir l'implication de la population locale dans le contrôle et la restauration de l'arganeraie, l'approche d'aménagement proposée prévoit un mécanisme d'incitation combiné (incitation économique/pleine reconnaissance des droits d'usage) basé sur une logique de partenariat public/privé de cogestion des ressources naturelles. Le modèle simule l'évolution future de différents niveaux d'adhésion de la population locale aux mécanismes de cogestion de l'arganeraie et leurs impacts écologiques attendus estimés par le niveau de dégradation qualitative et la densité des arbres.

Structure de la thèse

Le contexte de l'arganeraie et de la zone étudiée, est présenté à la fin de cette introduction (*chapitre 1*). Les autres chapitres sont présentés ci-dessous et reliés à une question de recherche énoncée auparavant. La figure 1.1 en reprend l'organisation.

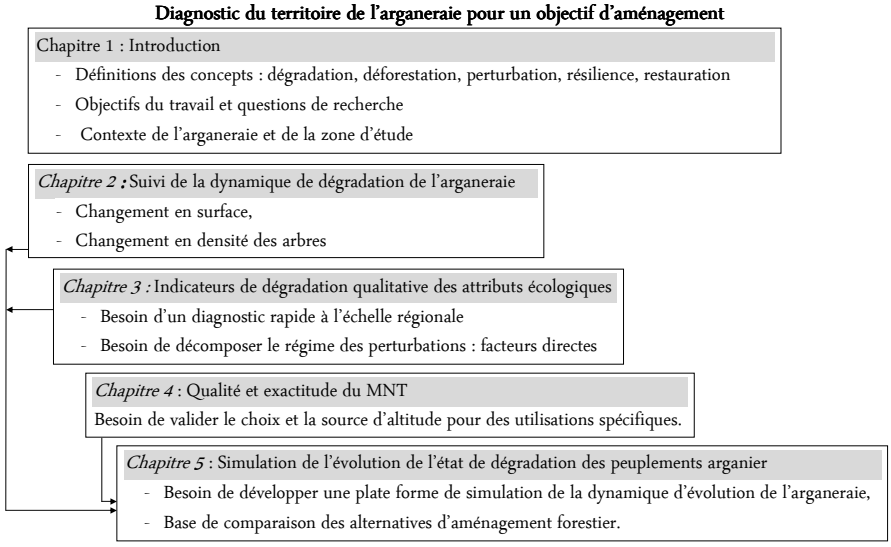


Figure 1.1. Diagramme d'organisation de la recherche.

L'objectif de ce travail consiste à produire à partir du suivi des changements écologiques un système d'indicateurs biophysiques mesurables d'évaluation des dégradations quantitative (*chapitre 2*) et qualitative (*chapitre 3*). À partir de la mise en relation de l'état observé, l'historique des changements sociaux, économiques, culturels et réglementaires (institutions locales et administratives), une discussion a été ouverte dans le *chapitre 2* sur le dysfonctionnement du socio-écosystème arganeraie et sur les opportunités d'assurer un équilibre socio-écologique. Le troisième chapitre (*chapitre 4*) compare la qualité et l'exactitude de deux sources de l'altitude. Cette étape de validation est nécessaire pour établir un choix de MNT approprié pour les différentes utilisations de cette recherche. À la fin de ce travail

(*chapitre 5*), un système de modélisation territoriale des usages a été développé pour investiguer les différentes alternatives d'aménagement de l'arganeraie.

Le cœur de cette thèse (chapitres 2 à 5) prend le format d'un ensemble d'articles scientifiques qui sont à différents niveaux de progression vers la publication dans des revues scientifiques. Certains ont déjà été publiés *(Chapitre 3)*, tandis que d'autres doivent encore être soumis.

A la lumière des résultats obtenus, une proposition de stratégie d'aménagement de l'arganeraie a été formulée dans la conclusion de ce document qui fait également une synthèse des principaux résultats et conclusions, des perspectives et les limitations de ce travail.

Contexte de l'étude : de l'arganier aux arganeraies

Le contexte de cette recherche se réfère à un milieu forestier ouvert des zones sèches, situé à la limite méridionale du bassin méditerranéen. L'arganeraie est l'ensemble des écosystèmes dont l'espèce caractéristique est l'arganier. Celui-ci, est une espèce endémique, caractéristique de tout le sud-ouest du Maroc.

1. L'arganier : botanique, biologie et écologie

Caractères botaniques et biologiques

L'arganier, *Argania spinosa* (L.) Skeels, appartient à l'ordre des Ebénales, famille des Sapotacées. C'est le représentant le plus septentrionale d'une famille essentiellement tropicale et subtropicale dont plusieurs espèces ont des fruits à grand intérêt économique (Karité, Moabi, Gutta-percha).

L'arganier est un arbre qui peut atteindre 8 à 10 m de hauteur. La cime est très grande, dense et à contour arrondi. Le tronc est court (2 à 3 m), tortueux et souvent formé par plusieurs tiges entrelacées. L'écorce du fût et des grosses branches est écailleuse rappelant la « peau d'un serpent ». Les ramifications sont très denses et les extrémités des rameaux sont souvent épineuses. Les feuilles (2 à 3 cm), souvent réunies en fascicules avec un pétiole plus ou moins distinct, sont de couleur vert sombre à la face supérieure et plus claires en dessous. Le feuillage est persistant, mais en cas de sécheresse sévère et prolongée, l'arbre peut perdre complètement ou partiellement son feuillage. Le fruit, issu d'une fleur hermaphrodite (arbre monoïque), est une baie oléagineuse dont la taille va de l'olive à la noix, composé d'un péricarpe charnu et d'un noyau central très dur renfermant 2 à 3 amendons.

L'enracinement le plus souvent pivotant est très développé. Après la coupe de la partie aérienne, l'arbre rejette vigoureusement de souche jusqu'à un âge très avancé, pouvant dépasser 200 à 250 ans (M'hirit *et al.*, 1998). La vitalité physiologique de

l'arganier est remarquable et dépasse même celle du chêne vert (*Quercus rotundifolia* L.) et du thuya (*Tetraclinis articulata* Benth). Elle se traduit par un fort pouvoir d'émission de rejets de tige et de souche après diverses mutilations.

La foliation a lieu juste après les premières pluies d'octobre et s'achève généralement en janvier, moment de la croissance des rameaux. La floraison s'étale de février à juin avec un maximum de floraison de mars à mai. La maturation du fruit est atteinte en juin et se poursuit en juillet voire août.

L'arganier commence à fructifier très jeune vers l'âge de 5 ans. Kenny (2007) avait observé des plantations en fructification à l'âge de 3 ans. La production fruitière annuelle est soumise à une variabilité génotypique et aux aléas climatiques annuels. On admet une production moyenne de 10 kg/an/arbre pour les petits arbres, 30 kg/an/arbre pour les arbres moyens et 65 kg/an/arbre pour les grands arbres à port majestueux (Nouaïm *et al.*, 2007).

L'arganier possède une croissance irrégulière du bois. Les cernes, peu visibles, correspondent à des périodes de végétation et non à des accroissements annuels (Nouaïm, 1994). L'accroissement en hauteur est de 20 à 30 cm/an durant les 20 premières années (Bellefontaine, 2010). Le bois de l'arganier est très compact, sans aubier, jaunâtre et lourd ; sa densité varie de 0.9 à 1. Il fournit un excellent charbon.

Exigences climatiques et édaphiques

L'arganier est une essence thermo-xérophile du bioclimat aride chaud et tempéré (le long du littoral et dans les plaines), à semi-aride chaud et tempéré (flancs du Haut-Atlas et de l'Anti-Atlas), voire saharien plus au sud. Les peuplements à arganier possèdent une grande amplitude écologique puisqu'ils s'insèrent entre le niveau de la mer et 1400 m d'altitude et se rencontrent sur tous les types de substrats géologiques (calcaire, schistes, quartzites, alluvions et sols salés). Il est cependant exclu des sables mobiles profonds.

Sur le plan climatique, deux secteurs partagent l'arganeraie. Le secteur semi-aride s'étend le long de la côte atlantique de Safi jusqu'à Agadir. Les précipitations moyennes annuelles varient entre 250 à 400 mm et la température moyenne du mois le plus froid est le plus souvent supérieure à 7 °C. Le secteur aride comprend la plaine de Souss et l'Anti-Atlas. Les précipitations moyennent annuelles oscillent entre 150 et 250 mm et la température moyenne du mois le plus froid entre 3 et 7 °C. En été, l'arganier peut supporter des températures très élevées qui peuvent atteindre 50 °C dans les régions les plus continentales. Dans les extrémités les plus méridionales du secteur aride, les pluies diminuent et descendent sous la barre de 100 mm/an qui marque la limite entre l'aride et le saharien (El Aich *et al.*, 2005; Kenny, 2007; M'hirit *et al.*, 1998; Nouaïm, 1994). Dans ce dernier cas, l'arganier a tendance à devenir ripicole et se confine dans les vallées encaissées et le long des cours d'eau. Ces valeurs moyennes sont en fait peu représentatives, car le climat méditerranéen se caractérise par la très grande variabilité des précipitations où alternent des séries sèches et des séries humides, ce qui a pour effet de favoriser certains types de végétaux, telles les espèces crassulescentes (Msanda, 1993; Msanda *et al.*, 2005).

Une importante nébulosité estivale accompagnée d'une saturation de l'atmosphère en humidité (qui dépasse fréquemment 90 % pendant de nombreux mois de l'année, surtout en été et l'automne), est un des traits climatiques majeurs de l'aire géographique de l'arganier du moins au niveau des secteurs littoraux et expositions orientée vers l'océan atlantique (sud-ouest, nord-ouest et ouest) (M'hirit *et al.*, 1998; Msanda *et al.*, 2005; Nouaïm, 1994). Ce phénomène de rafraichissement des températures atmosphériques est provoqué par la présence de courants océaniques froids (courant des Canaries). Ces précipitations occultes fournissent une ressource hydrique alternative régulière qui prend toute son importance dans un pays où les précipitations ordinaires sont faibles.

Étages et séries de végétation

L'arganier est essentiellement lié à l'étage infra-méditerranéen (variante à forte influence océanique du thermo-méditerranéen) et exceptionnellement au thermo-

méditerranéen (Benabid, 2000). Au niveau des limites de leur territoire, les peuplements de l'arganier entrent en contact avec ceux du thuya ou avec ceux du chêne vert (*Quercus ilex ssp. rotundifolia*) qui les succèdent en altitude. Dans les zones à continentalité accusée, ils entrent en contact avec les peuplements de genévrier rouge (*Juniperus phoenicea* L.) ou avec les groupements sahariens à *Acacia*.

Les arganeraies possèdent une physionomie très ouverte et éparse. Celles du secteur aride peuvent être rattachées à un type de végétation asylvatique correspondant à une steppe ligneuse arborée (Ionesco & Sauvage, 1962). En revanche, les arganeraies semi-arides constituent le plus souvent des formations présteppiques claires (Benabid, 2000) ou des matorrals (Nouaïm, 1994).

De point de vue phyto-sociologique, la plupart des associations ont été rattachées à un ordre spécial, l'Acacio-Arganietalia (Barbero *et al.*, 1982; Peltier, 1982). Elles réunissent les groupements potentiels du secteur macaronésien marocain caractérisé par des espèces cactoïdes et crassulescentes (*Euphorbia Echinus, Euphorbia regis-jubae, Euphorbia beaumierana, Salsola longifolia .etc.*) et des groupements des zones continentales arides (*Acacia gummifera et Warionia saharea*).

Régénération et multiplication végétative de l'arganier

L'arganier se régénère par semis et par rejets. A l'exception des arganeraies d'Ait Baamran (Anti-Atlas occidental), toutes les observations concordent pour noter l'absence de la régénération naturelle par semis dans la quasi-totalité de l'arganeraie. Mais, en aucun cas, cette absence de régénération n'est liée à une carence physiologique de l'arbre ; l'arbre fructifie vigoureusement et les graines germent facilement (Nouaïm, 1994). L'absence de régénération naturelle de l'arganier est due plutôt à des facteurs anthropiques, principalement (i) le surpâturage qui est à l'origine de la quasi-disparition des sous-bois qui protégeaient auparavant les semis de la dent du bétail et de la dessiccation, et (ii) le ramassage systématique de noix utilisées pour l'extraction de l'huile d'argan. Actuellement, les pratiques agro-

forestières n'intègrent pas une régénération de l'arganeraie pourtant techniquement possible.

La régénération par rejet de souche, à la suite d'incendies ou de coupes, a joué un grand rôle pour la reconstitution de la forêt. Elle a abouti à la constitution d'une futaie sur souche, le mode de traitement le plus répandu dans toute l'arganeraie. Malgré la faculté que possède l'arganier de rejeter de souche jusqu'à un âge très avancé, ce mode de régénération végétative de la partie aérienne ne peut assurer la pérennité de l'arganeraie actuellement en stade de vieillissement avancé. Les coupes de régénération à blanc-étoc sont suspendues depuis l'an 2000, sauf sur prescription spéciale du service d'aménagement forestier.

Plusieurs milliers de plants d'arganier sont produits annuellement avec succès dans les pépinières forestières (Essaouira, Oulad Teima et Tiznit) et destinés à couvrir les besoins des périmètres de reboisement programmés par l'administration de gestion du domaine forestier. Cependant, les pourcentages de réussite des reboisements ne dépassent guère 12 % (Ouhiwa, 2008). Plusieurs contraintes techniques et sociales sont à l'origine de ces taux de survie trop bas (Bellefontaine, 2010) dont les problèmes de transplantation, la non-maitrise de l'itinéraire technique de production de plants de qualité et, surtout, de leur accompagnement (acclimatation) sur le terrain, et la difficulté d'application des mises en défens (contre le bétail) des périmètres de reboisement. Par ailleurs, des tentatives d'introduction ont été réalisées avec succès en Tunisie, en Israël, en Afrique du Sud, en Australie, en Floride et dans d'autres régions du globe (Berka & Harfouche, 2001).

La multiplication de l'arganier par bouturage ou par micro-propagation *in vitro* ont fait l'objet d'un certain nombre d'essais expérimentaux. Le taux de réussite global des boutures (issues de matériel végétal juvénile) atteint 41 % dans la pépinière du Centre de la Recherche Forestière (Marrakech) (Bellefontaine, 2010; Bellefontaine *et al.*, 2010). Certaines difficultés subsistent encore avant d'utiliser ces techniques à grande échelle de production.

2. L'Arganeraie

Répartition géographique

L'aire de répartition de l'arganier se présente en forme triangulaire à partir d'un segment littoral allant du nord d'Essaouira (Oued Tensift) au sud d'Agadir (Oued Noun et Oued Seyad) en pénétration continentale jusqu'à Taroudant aux environs d'Aoulouz à l'ouest de Jbel Siroua (Figure 1.2). Les peuplements les plus importants s'étendent principalement depuis le nord-est d'Essaouira jusqu'à la vallée de Souss. Cette localité constitue l'aire centrale de l'arganeraie et ce, en raison de l'état de développement et de la vigueur exceptionnelle que présente cette espèce.

Deux petites stations sont signalées dans la haute vallée de l'oued Grou au sud-est de Rabat et dans le piémont nord-ouest des Béni-Snassen, près d'Oujda. Enfin, au Sahara, l'arganier atteint la Hamada de Tindouf où il se localise le long des berges des oueds et trouve les compensations hydriques nécessaires (M'hirit *et al.*, 1998).

L'arganeraie : système agro-sylvo-pastoral à rôles multiples

L'arganier est un arbre à usages multiples : fruitier, pastoral et forestier. Il constitue le pivot de l'économie rurale de toute la région et assure de multiples revenus aux populations usagères. L'huile d'argan est son produit phare. Depuis plus d'une décennie, elle est devenue célèbre grâce à ses vertus cosmétiques. Actuellement, elle est exportée à des prix pouvant aller jusqu'à plusieurs centaines de dollars le litre dans les marchés des cinq continents du globe.

Depuis 1925, l'arganeraie bénéficie d'une législation spéciale (Dahir du 4 mars 1925) qui reconnait à la population locale les droits de jouissance : la cueillette du fruit, la culture sous l'arganier, le parcours, le ramassage du bois de feu, de service et des matériaux de construction. Ces droits sont trop étendus pour qu'on puisse les considérer comme des droits d'usage habituels. En reconnaissance de cette étroite relation qui existe entre la population locale et des savoirs de gestion développés

depuis des siècles, l'arganeraie a été désignée Réserve de Biosphère de l'Arganeraie de l'UNESCO (MAB) en 1998 (PCDA, 2001).

Rôles socio-économiques

Le système agroforestier de l'arganeraie repose sur trois composantes majeures : l'arganier, la chèvre et les céréalicultures. Il assure la subsistance de quelque 1.3 millions de personnes et fournit plus de 20 millions de journées de travail (Chaussod *et al.*, 2005). Dans cette économie encore domestique, l'arganeraie offre quatre vocations :

- *Vocation fruitière* : la production fruitière source d'extraction de l'huile d'argan représente une part importante des revenus du foyer. Actuellement, la production d'huile d'argan est estimée à 4 000 tonnes par an avec un rendement moyen de 3 litres/100 kg de fruit (Benchekroun & Buttoud, 1989). Actuellement, l'huile d'argan est partout reconnue comme étant un produit de haute gamme exportée vers les marchés internationaux. Entre 1985 et 2005, le Maroc a exporté 213.5 tonnes d'amendons et environ 17 tonnes d'huile (Kenny, 2007). En plus de la production de l'huile, le fruit donne la pulpe et le tourteau qui servent de fourrage pour les animaux et une coque utilisée comme combustible.
- *Vocation pastorale* : toutes les forêts du Maroc sont soumises au parcours des troupeaux, mais aucune n'a une vocation pastorale aussi prononcée que l'arganeraie, dont le pâturage s'exerce collectivement pendant la majeure partie de l'année. La production feuillée de l'arganier et de celle des sous-bois permet de subvenir aux besoins de dizaines de milliers de troupeaux locaux (bovins, caprins, ovins et chameaux), ainsi que les immenses troupeaux des nomades venant du Sahara pendant les périodes de sécheresse (M'hirit *et al.*, 1998). Toutes les parties de l'arbre sont utilisées par le bétail ; feuilles, pulpes de fruits et de tourteau. Le sous-bois est composé d'espèces très intéressantes sur le plan pastoral (*e.g., Ziziphus lotus, Chamaecytisus albidus, Rhus pentaphylla* et *Withania frutescens* (Peltier, 1982)).

La production fourragère de l'arganeraie est estimée à 200 unités fourragères (UF)/ha.an, totalisant 174 millions UF/an ce qui constitue une contribution de 40 % des besoins du cheptel (HCEFLCD, 2006). Elle permet ainsi la survie de 2 millions de bêtes domestiques (Rahali, 1989).

- *Vocation forestière* : l'arganier est intéressant par sa production en bois, laquelle est estimée à 400 000 stères/an, soit 13 % de la production nationale en bois combustible (Benzyane, 1995). Un hectare d'arganier produit 50 tonnes de matière sèche, l'équivalent de 221 millions de Kcal par hectare (Benziane, 1989). Ce potentiel énergétique renouvelable est tout de même considérable dans une région semi-aride. En plus de son utilisation domestique comme combustible, le bois d'arganier, très dense et dur, est utilisé aussi dans les constructions rurales (poutre, perche, perchette, etc.).
- *Vocation agro-forestière :* la physionomie des peuplements arganiers, arbres espacés, permet le développement d'activités agricoles (céréaliculture, arboriculture fruitière), appelées mise en culture sous arganiers (MSA). Ces MSA sont parfaitement intégrées dans l'exploitation agricole encore vivrière dans l'arganeraie de montagne. Celle-ci constitue 75 % de toute l'arganeraie (Ministère chargé des eaux et forêts, 1999). Les MSA peuvent être gérées en :
  (i) vergers dans les terrains privés, le plus souvent à proximité des villages, bien entretenus, épierrés et précisément délimités. Ils supportent en plus de la céréaliculture (orge, blé, maïs), des arbres fruitiers (olivier, amandier, figuier) entre les quelques pieds d'arganier. L'assolement pratiqué est de type « orge/blé/maïs » ou « maïs/orge/orge » (El Aich *et al.*, 2005).
  (ii) simples parcelles délimitées dans le domanial sous les arganiers, sommairement épierrées et nettoyées du sous-bois. Le type de céréaliculture dominant est à base d'orge alterné par des périodes de jachères.

Le domaine agricole, en zones montagneuses (*i.e.,* plateaux des Haha), est fort morcelé ; 83 % des exploitations ont une surface agricole utile moyenne (SAU) inférieure à 2.5 ha (Tarmadi, 2010). L'orge occupe en moyenne 50 à 70 % de la surface cultivée (El Harousse *et al.,* 2012).

Le revenu des ménages dépend beaucoup des produits et services tirés de ce système agro-forestier des zones montagneuses de l'arganeraie. Celui-ci supporte environ 90 % de l'économie rurale (Benchekroun, 1990). La composition du revenu semble être différente selon la zone géographique de l'arganeraie, l'accès des ménages à d'autres activités non-agricoles (travail local mais hors exploitation agricole ou transfert d'argent), la taille de l'exploitation agricole et aux fluctuations des précipitations. Le tableau 1.1 décompose le revenu des ménages en quatre activités dans deux régions différentes de l'arganeraie de montagne (*i.e.,* les plateaux de Haha (Tarmadi, 2010) et la région d'Aoulouz (le Polain de Waroux, 2012)).

Tableau 1.1. Composition des revenus des ménages dans deux régions de l'arganeraie de montagne.

Source de revenu	**Plateaux des Haha** (Petite exploitation SAU<2.5 ha) (enquête ménage 2010)	**Région d'Aoulouz** (enquête ménage 2009/2010)
Agriculture (%) (céréaliculture + arboriculture+ MSA)	14.4	13.1
Elevage (%) (animaux domestiques)	14.5	16.8
Arganeraie (%) (noix d'arganier, huile d'argan, pulpe, tourteau et bois de feu)	52.7	13.6
Activités non agricoles (%) (main d'œuvre occasionnelle et transfert d'argent)	18.4	56.5

Rôles écologiques et environnementaux

En plus de son rôle socio-économique évident, l'arganier assure une véritable protection des ressources naturelles (sol, tapis végétal et faune) contre les aléas de l'environnement. Grâce à ses racines bien développées et la strate herbacée qu'il abrite, l'arganier conserve le sol et le protège contre l'érosion hydrique et surtout éolienne très active dans le secteur littoral et sublittoral. De même, l'arganeraie est

considéré comme la dernière ceinture verte face à la désertification dans une zone écologiquement fragile en transition vers le Sahara. La destruction de cet arbre entraînerait certainement une désertification de ces régions et leur transformation en steppe désertique et exposerait des millions de ruraux à l'exode rural (Benzyane, 1995).

3. Des arganeraies sous différentes dynamiques de dégradation

L'arganeraie peut être divisée en plusieurs zones sur la base de leurs propriétés géographiques (montagne *vs* plaine) et leur dynamique de changement, conséquence de facteurs socio-économiques contrastés (Figure 2). Une tentative de classification, basée sur les connaissances actuelles, prévoit quatre arganeraies distinctes. Une première distinction est généralement faite entre l'arganeraie de plaine et l'arganeraie de montagne. La littérature distingue uniquement dans cette dernière, trois dynamiques différentes de changement.

L'arganeraie de plaine (plaine de Souss) possédant un grand potentiel agricole (*i.e.,* cultures irriguées et intensives destinées à l'exportation) a attiré, depuis les années 1980, l'essentiel du flux de l'immigration des régions limitrophes, des investissements privés et des développements urbains. Nombreuses déclarations (Alifriqui, 2004; Aziki, 2005; El Yousfi, 1988; Mellado, 1989) insistent sur l'existence d'une importante dynamique de déforestation. Le recul du couvert forestier pour la seule région d'Agadir cumulé sur les 17 dernières années est estimé à 2,6 % (DREF/SO, 2005).

Dans les arganeraies de montagne, la population usagère conserve un mode d'utilisation traditionnelle du système agro-forestier. Les conditions physiques (terrains accidenté, absence de sol profond) et le manque d'eau ne permettent pas le développement de cultures intensives. On distingue plusieurs tendances de changements :

La partie nord de l'arganeraie, à l'extrémité occidentale du Haut-Atlas, est répartie le long de la bande atlantique depuis la ville d'Essaouira jusqu'au sud de la ville de Tamanar. Les peuplements arganier sont les plus denses et les plus vigoureux, et

semblent suivre une très faible, voire même stable, dynamique de perte de densité. L'arganeraie montagneuse du sud de la vallée de Souss (entre Ait Baha et Anzi) paraît également être stables (El Aboudi, 2000; Msanda, 1993).

L'arganeraie continentale (Taroudant, Awlouz) des flancs montagneux du versant sud du Haut Atlas et du versant nord de l'Anti-Atlas, à faible couvert, semble suivre une importante dynamique de perte en densité des arbres (le Polain de Waroux & Lambin, 2011). L'accroissement des conditions arides dans la zone, le développement du commerce de bois de feu et, dans une moindre mesure, le surpâturage sont les principaux facteurs de cette dégradation.

Enfin, *la partie sud de la l'arganeraie*, dans l'Anti – Atlas occidental, répartie autour des villes de Tafraout, Tiznit et Sidi Ifni. La densité des peuplements est y relativement faible. La zone avait connu depuis les années 1960, d'importants mouvements de migration nationale et internationale. La faible densité de la population locale et l'abandon des terres semblent mener à une stabilisation de la densité des peuplements, voir une restauration par régénération naturelle de l'écosystème (Simenel (2011) *in* Genin and Simenel (2011); observations personnelles). L'évaluation de cette remontée biologique est encore peu connue.

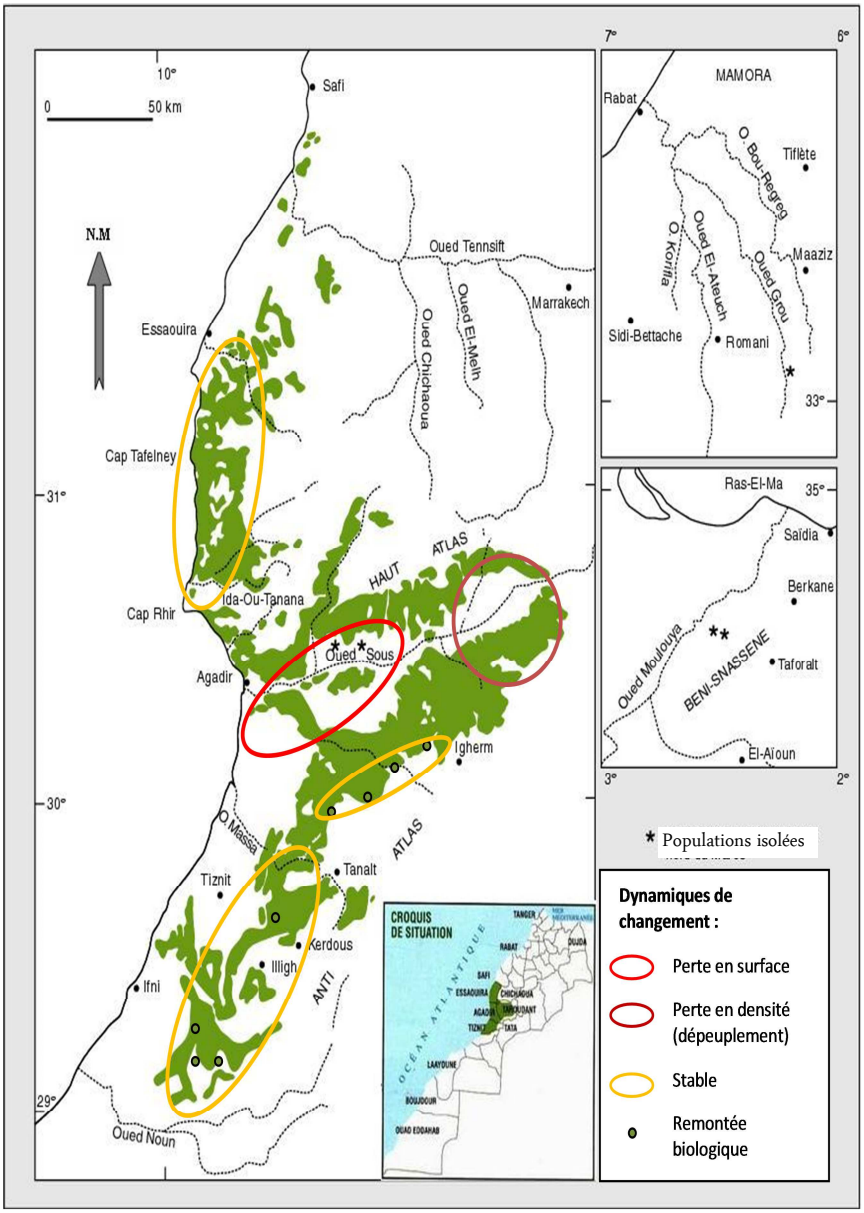


Figure 1.2. Aire géographique de répartition de l'arganier au sud-ouest du Maroc, des colonies d'arganiers dans le nord du Maroc (M'hirit *et al.*, 1998) et esquisse des principales dynamiques de changement.

4. Zone d'étude

La zone d'intérêt, représentative de l'arganeraie de montagne, est centrée sur les plateaux des Haha à l'extrémité occidentale de la chaine montagneuse du Haut Atlas (Figure 3). Elle représente environ 15 % (Ministère chargé des eaux et forêts, 1999) de toute l'aire géographique de l'arganier et correspond au secteur atlantique de l'arganeraie dont la surface forestière y occupe plus de 58 %.

Le travail sur le terrain a été conduit à l'intérieur de quatre communes rurales (Smimou, Imin T'lit, Ida Ouazza et Imgrad) de la province d'Essaouira sur une surface totale de 96 000 ha. L'échelle supra communale choisie permet de réaliser un diagnostic approfondi des différentes dynamiques de changement en relation avec les conditions socio-économiques de la région.

Géographie et géologie

La zone d'étude s'intègre dans un paysage où alternent les hauts plateaux et collines prolongeant le Haut Atlas occidental avec des cuvettes et vallées plus ou moins encaissées. Limitée à l'ouest par l'océan atlantique, le relief prend de l'altitude en allant vers l'intérieur des terres, où il atteint son point culminant (1004 m) sur les extrémités occidentales du Haut Atlas.

Au point de vue géologique, le substrat de la zone étudiée est globalement homogène dominé par une roche mère calcaire. Il est sous forme d'assises calcaires tabulaires du Crétacé (supérieur et inférieur) au niveau des plateaux des Haha et de type calcaire du Jurassique au niveau du massif d'Amsiten (centre des quatre Communes). Vers l'ouest de la zone (vallée d'Aît Moussa), le substrat est de type grès permo-triasique et d'argiles rouges(Benabid, 1976).

Deux grands types de sols sont rencontrés dans la zone : (i) sur les massifs montagneux (altitude entre 400 et 900 m) se développent des sols rouges fertialitiques lessivés et profonds sur les expositions fraîches. Sur les expositions ensoleillées, ce sont plutôt des sols rouges fertialitiques non lessivés qui dominent. (ii) dans les

plateaux de pure arganeraie, on trouve des sols bruns à encroûtement peu profond sur substrat calcaire. La population identifie dans ce dernier type deux variantes vernaculaires, le « Hrach » sol silico-calcaire pierreux et peu profond avec une dalle calcaire affleurant par endroits. Le « Hamri » sol argilo-sablo-limoneux à dominante argileuse, avec une profondeur supérieure à 60 cm.

Climat et bioclimat des Haha

Le climat de la région est de type méditerranéen. En été la saison est chaude et sèche sous l'influence du Chergui (vent provenant de l'est et du sud-est). En hiver, la saison est froide et pluvieuse, sous l'influence du vent du nord ou du nord-ouest.

Malki (2008) avait analysé les données climatiques de cinq stations météorologiques distribuées dans un rayon de 50 km autour de la zone d'étude. Les données couvrent les périodes de 1925 à1989 (station Essaouira), 1974 à 1999 (station de Boutazert), 1974 à 2006 (station de Tamanar), 1974 à 2004 (station d'Imgrad) et 1974 à 1995 (station Tanounja).

Les précipitations moyennes annuelles des cinq stations varient entre 271 mm à Essaouira (altitude = niveau de la mer) et 341 mm/an à Tanounja située 1000 m d'altitude. La saison humide de l'année correspond aux mois de novembre, décembre, janvier, février et mars. La période du mois de mai au mois d'octobre constitue la période la plus sèche de l'année avec une aridité plus marquée pendant les mois de juillet et août. Le régime saisonnier moyen qui prédomine est de type Hiver Autonme Printemps Eté (HAPE).

L'analyse des données thermiques (disponibles uniquement pour les stations Essaouira, Boutazert et Tamanar) montre que les minima (la moyenne des températures minimales du mois le plus froid) sont enregistrés en janvier. Ils sont plus élevés dans les stations côtières (Essaouira avec 9.7 °C) que dans les stations éloignées de la mer (Boutazert et Tamanar avec respectivement 6 et 6.6 °C). Les variantes thermiques qui caractérisent la zone sont chaudes en bordure de l'océan et tempérées à l'intérieur du pays. Quant aux maxima (la moyennes des températures

maximales du mois le plus chaud), ils sont enregistrés au mois de septembre pour la station d'Essaouira (22.3 °C) et celle de Boutazert (34.4 °C) et au mois d'août pour la station de Tamanar (36 °C).

Dans le climagramme pluviothermique, la zone d'étude se situe en grande partie dans l'ambiance bioclimatique aride supérieure à variante tempérée. Le semi-aride chaud est limité aux zones proches de l'océan (station d'Essaouira).

Type de végétation

Le couvert forestier[1] est composé de deux formations végétales distinctes (arganeraie et tetraclinaie) de par leurs attributs et leurs rôles socio-économiques. Les forêts de thuya (*Tetraclinis articulata*) dominent les massifs d'Amsiten, Aguirar, Isk N'zbib et Adrar n'Ait M'hand. Elles possèdent un couvert arboré compact qui dépasse 70 % dans certaines stations montagneuses. Dans l'étage inférieur, c'est l'arganier à couvert arboré très ouvert qui domine les plateaux et les vallées. La densité moyenne des peuplements varie entre 30 à 80 cépées à l'hectare.

Structure du terroir de l'arganeraie des Haha

La zone connait une pratique de gestion collective des secteurs forestiers. La figure 4 présente les modèles graphiques de la structure élémentaire du paysage dans la zone. En plus des déterminants écologiques permettant de distinguer deux formations forestières (arganeraie et tetraclinaie) et du statut foncier (domaine publique et

[1] La carte de l'occupation du sol a été élaborée par une approche de classification orientée objet de la mosaïque ortho-rectifiée de deux scènes Spot 5 (supermode) 2,5 m de résolution, enregistrées en juin et juillet 2008. Obtenue selon une approche orientée objet, la classification a été précédée d'une segmentation de l'image pour délimiter des objets d'une homogénéité spectrale et contextuelle maximales. La classification par objet fondée sur le maximum de vraisemblance a considéré la réfléctance moyenne dans le rouge et le proche infrarouge, la brillance et la texture. Le recouvrement arboré a été estimé par la méthode de détection des couronnes. L'exactitude de la classification ainsi obtenue est estimée à 80% à partir d'un échantillon de validation (n=200).

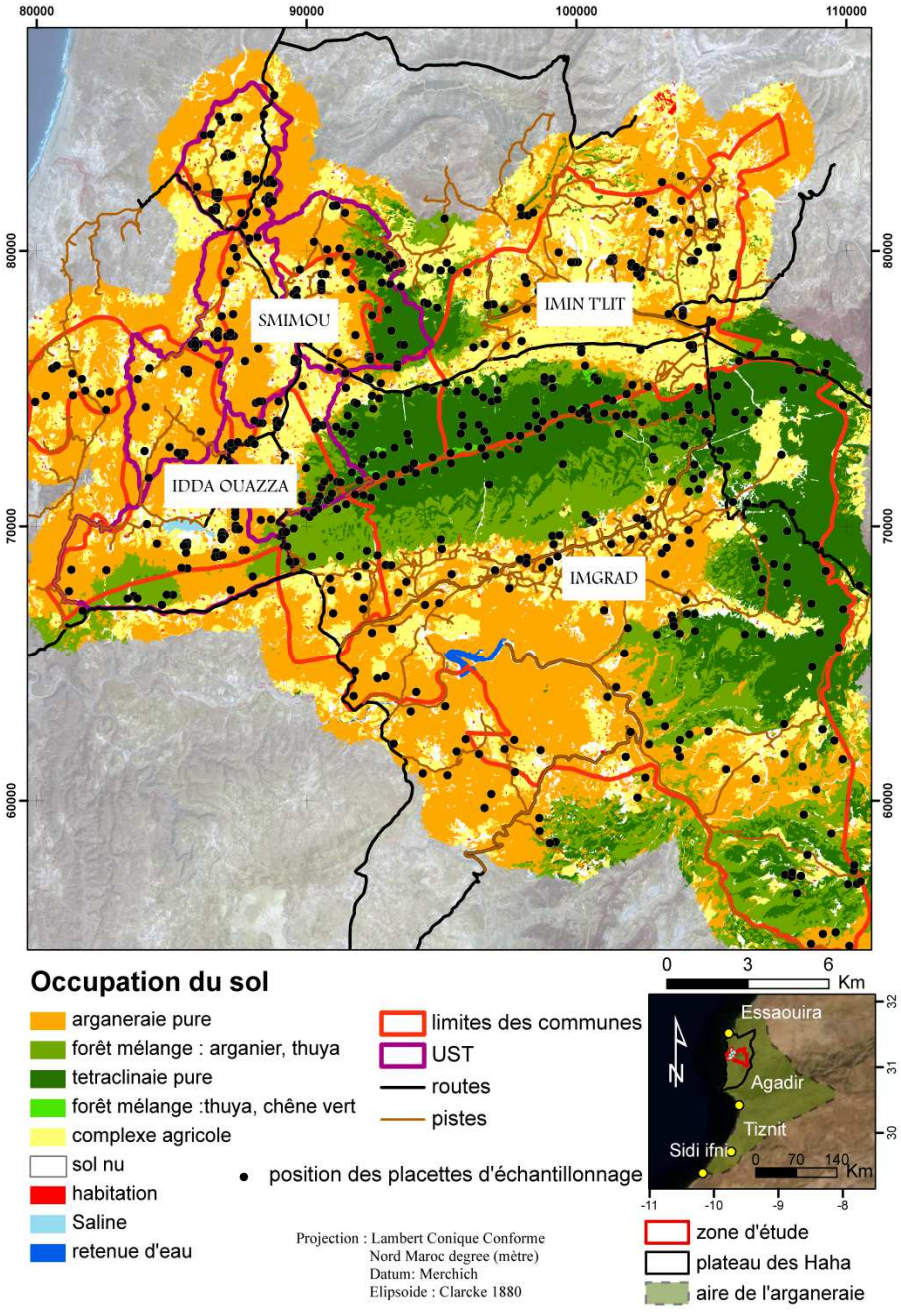


Figure 1.3. Aire de répartition de l'arganier, zone d'étude et occupation du sol.

domaine privé), on trouve un système complexe de gestion coutumière. En effet, autour de la propriété privée (terrain de céréaliculture ou arboricole), trois modes de gestion coutumière régulant l'accès et l'usage des espaces et des ressources de l'arganeraie peuvent être définis : la *mise en culture sous arganier (MSA), l'agdal* et le *mouchaa.*

La *MSA* est généralement une parcelle de forêt domaniale en cours de privatisation. Selon son stade vers la privatisation, elle peut être gérée en verger clôturé ou en simple parcelle labourée. Grâce à son utilisation agricole, elle jouit d'une protection étroite.

L'*agdal :* est un concept socio-territorial désignant à la fois un territoire, des ressources et des institutions locales produisant des droits et régulant l'accès (période de mise en défens) aux ressources. Dans les plateaux des Haha, les *agdals* sont des espaces délimités par des amas de pierres ou par des limites naturelles, dont l'usufruit (collecte de fruit) est exclusivement reconnu à la famille. Le parcours est par contre autorisé à toute la tribu ou à la fraction en dehors de la période de *l'agdal*. La période de fermeture de *l'agdal* est fixée par l'ordre de la *jmaa*[2] entre le mois de mai et d'août sort la période de maturation des fruits.

Les secteurs forestiers les plus éloignés (arganeraie pure, tetraclinaie pure et le mélange arganier thuya) sont gérés en *mouchaa* à statut collectif intégral et librement utilisés toute l'année par tous les usagers pour le parcours, le ramassage de fruit et de bois mort.

De la superposition entre statut foncier et gestion coutumière découle une gestion complexe de l'arganeraie et donne naissance à de multiples statuts de protection et d'exploitation des peuplements forestiers.

---

[2] *Jmaâ :* rassemblement et concertation collective à haut niveau dans la fraction ou la tribu.

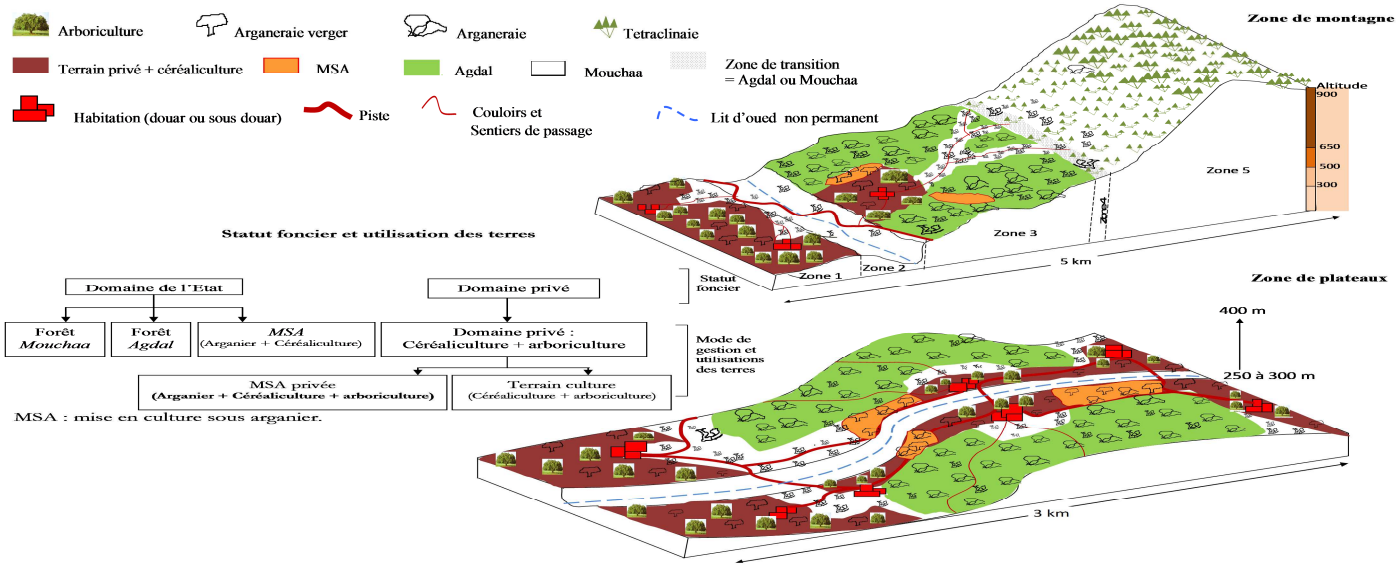


Figure 1.4. Structure spatiale du paysage des Haha entre déterminants écologiques, statut foncier et modes de gestion coutumière. Adapté de El Aich et al. (2005). (Zone 1 : zone des cultures et arganeraie verger sur terrain privé, traversée par des couloirs de passage des troupeaux trop dégradés (Azroug) (Zone 2); Zone 3 : arganeraie sur terrain domanial, le mode de gestion coutumier dominant est l'agdal ; Zone 4 : forêt mélange (arganier/thuya) le plus souvent géré en mouchaa sauf quelques cas particuliers où les villages voisins concordent pour les mettent en défens pendant la période d'agdal ; Zone 5 : forêt de thuya en libre usage toute l'année).

Chapitre 2

Dynamique de changement de l'arganeraie entre sur-usage et mutations sociales : une opportunité d'équilibre socio-écologique ?

Résumé

Détecter et caractériser les changements du couvert forestier au fil du temps est la première étape vers l'identification des forces motrices et la compréhension de leurs mécanismes. Ce travail consiste, en combinant données de télédétection et enquêtes socio-économiques, à construire une image de l'ensemble des interactions homme-environnement. Il s'agit dans une première étape, d'estimer le rythme et connaître le type de dégradation des forêts. La seconde étape, consiste à relier les estimations de ces dynamiques de changement à des facteurs précis issus de l'analyse des modes de gestion coutumière et aux dynamiques démographiques, sociales et économiques dans la zone. Les résultats obtenus montrent un faible rythme de régression de la surface forestière ne dépassant guère un taux de 0.21 % en 13 ans. Quant à la densité des souches, elle décline de moins d'une cépée (en moyenne 0.61) à l'ha sur 22 ans. Ces changements, le plus souvent ponctuels, sont observés essentiellement (96.5 %) en domaine commun (*mouchaa*) à usage libre échappant au règlement de la gestion coutumière imposé par la communauté riveraine. L'arganeraie des Haha connaît une dynamique de changement à long terme corollaire d'une dynamique démographique, sociale et économique supposée favorable à sa préservation. Néanmoins, elle souffre d'une dégradation qualitative de ses individus et d'un dysfonctionnement des processus naturels contraignant toute dynamique d'autoréparation écologique et rendant discutable la fiabilité et la durabilité de la forêt paysanne. Ce résultat permet

ainsi, de préciser le discours ambigu autour de la dégradation de l'arganeraie, du moins celle de montagne, le long de la bande atlantique.

1. Introduction

Les sociétés ont continuellement transformé et modelé le paysage pour répondre à leurs besoins et services (Buttoud, 2001). Détecter et caractériser ces changements au fil du temps est à l'évidence la première étape vers l'identification des forces motrices et la compréhension de leurs mécanismes (Loireau, 1998; Wyman & Stein, 2010). La connaissance de cette dualité facteurs/conséquences du changement est un préalable à toute stratégie d'aménagement et de développement durable des forêts.

Le phénomène de dégradation des ressources naturelles est un phénomène très ancien dans la région méditerranéenne (Le Houerou, 1990; McGregor *et al.*, 2009). Ayant pris plus d'ampleur depuis le début du 20eme siècle et d'une manière particulièrement accentuée dans les zones arides déjà en équilibre précaire, il conduit à des stades de dégradation irréversibles à cause des systèmes d'exploitation inappropriés des écosystèmes naturels (Benabid, 2000; M'hirit *et al.*, 1998). La forêt d'arganier (*Argania spinosa*), aussi appelée arganeraie, couvrant environ 948 200 ha en 2010 (FAO, 2010; Lefhaili, 2010), fait partie du domaine semi-aride méditerranéen au sud-ouest du Maroc en transition vers le Sahara. Elle a été reconnue réserve de biosphère MAB (*Man and the Biosphere Reserve*) de l'UNESCO en 1998 (PCDA, 2001) et constitue un système particulièrement complexe susceptible d'enrichir les discussions sur les mécanismes de la dualité facteurs/conséquences de dégradation et tirer des enseignements sur la relation homme-environnement.

Les déclarations sur l'évolution régressive de l'arganeraie ont été très tôt émises à travers de nombreuses notes et rapports (Boudy, 1952 ; Mellado, 1989; Monnier, 1965). En moins d'un siècle, plus de la moitié de la forêt a disparu, et sa densité moyenne est passée de 100 à moins de 30 souches/ha (Charrouf, 2007; Zugmeyer, 2006) pour répondre à l'accroissement des besoins en combustibles des grandes villes du Maroc et de l'Europe lors des guerres mondiales. Les récents travaux distinguent, néanmoins, deux grandes formations d'arganiers, l'arganeraie de plaine et celle de montagne, où les conditions écologiques et économiques semblent se différencier sensiblement. L'arganeraie de plaine possède un grand potentiel agricole et absorbe la

majorité de l'émigration des zones de montagne. L'évolution socio-économique et la modernisation des exploitations agricoles depuis les années 80 ont pour conséquence la perte annuelle d'environ 600 ha d'arganeraie par an (Alifriqui, 2004; El Yousfi, 1988). Le recul du couvert forestier pour la seule région d'Agadir cumulé sur les 17 dernières années est estimé à 2.6 % (DREF/SO, 2005). Dans les arganeraies de montagne, où la population usagère conserve un mode d'utilisation traditionnel du système agroforestier, on distingue plusieurs tendances. En effet, les arganeraies des plateaux des Haha (McGregor *et al.*, 2009) et celles des versants nord de l'anti Atlas (El Aboudi, 1990; 2000; Msanda, 1993) suivent une faible dynamique de dégradation, voire leur régénération comme le souligne Simenel (2011 *in* Genin and Simenel (2011)) dans la région d'Ait Baamrane. Dans la commune El Faid (Awlouz, province de Taroudant), le Polain de Waroux and Lambin (2011) ont enregistré cependant une dynamique de perte en densité des arbres d'arganier dont les principales causes sont l'accroissement des conditions arides dans la zone et le développement du commerce de bois de feu et dans une moindre mesure le surpâturage. Cette arganeraie d'Awlouz semble particulière sur trois points : *(i)* elle constitue la limite Est la plus continentale de l'aire de l'arganier où les conditions d'aridité devraient atteindre leur maximum en comparaison des arganeraies de la bande atlantique profitant des influences océaniques humides, *(ii)* le développement d'une activité de commerce de bois de feu propre à cette région et, *(iii)* la faible présence du système d'organisation sociale de la gestion coutumière (communication orale le Polain de Waroux). Globalement, si les arganeraies de montagne connaissent une faible dynamique de changement, elles souffrent, néanmoins, d'une dégradation qualitative (mutilations, vieillissement, dépérissement des peuplements et l'absence de régénération naturelle) de leurs écosystèmes dus à différentes pressions anthropiques (M'hirit *et al.*, 1998).

La dynamique de dégradation de l'arganeraie reste à ce jour scientifiquement peu mise en évidence permettant ainsi le développement de discours généralisés et des représentations simplistes autour des dynamiques de dégradation et de déforestation sur l'ensemble de l'arganeraie. En effet, certains auteurs suggèrent de prendre avec précaution la généralisation de ce modèle de dégradation à toute l'arganeraie (Genin & Simenel, 2011). Ainsi, du régional au local, les arganeraies devraient suivre

différents types et rythmes d'évolution selon la nature et l'intensité des actions anthropiques et des conditions stationnelles agissant sur celles-ci. Une autre lacune à souligner, c'est que les changements, quand ils sont estimés, ne sont pas mis en relation avec les modes d'utilisation et de gestion des terres et des ressources forestières. Ceci est particulièrement important dans le territoire de l'arganeraie, forêt paysanne, où il y a coexistence de multiples systèmes de gestion coutumière et de propriété des terres.

Les populations rurales sont en interaction étroite avec leur environnement naturel à travers des droits d'usage et systèmes de propriété du foncier (Wyman & Stein, 2010). Ces relations sont définies sur la base d'un système, plus ou moins sophistiqué, de règles de gestion et d'exploitation des ressources disponibles. Le modèle de l'arganeraie permet également de tirer des conclusions pour comprendre d'une part la dynamique interactive entre milieu naturel et milieu socio-économique et, d'autre part, tester l'hypothèse que la dégradation est le plus souvent liée à une mauvaise gestion et à une surexploitation des ressources par les populations locales, ces dernières étant associées à une forte démographie et au faible développement économique (Aubert, 2010; McGregor *et al.*, 2009).

L'objectif de cette recherche est de quantifier, dans une première étape, le rythme de la dégradation de l'arganeraie des plateaux des Haha. Dans une seconde étape, ces dynamiques de changement de l'écosystème de l'arganeraie sont interprétées à partir de l'analyse des modes de gestion coutumière et des mutations démographiques, sociales et économiques dans la zone. Ces évolutions récentes permettent aussi de se prononcer sur les conditions susceptibles d'assurer un équilibre socio-écologique pour la restauration de l'arganeraie.

2. Données et méthodes

La zone d'intérêt, faisant l'objet d'observation à partir des données de télédétection, est centrée sur les plateaux des Haha (Figure 2.1). Le travail de terrain a été conduit sur quatre communes rurales (Smimou, Imin T'lit, Ida Ouazza et Imgrad).

2.1. Données

L'étude a été menée à partir de trois types de données : *(i)* données de télédétection pour le suivi de changements spatiaux, *(ii)* des informations issues de visites de terrain pour lier ces changements à leurs causes précises et à la pratique de la gestion coutumière, et enfin *(iii)* les données socio-économiques pour l'exploration des causes et facteurs de changements à l'échelle des quatre communes.

Les images de télédétection prises à trois dates différentes (1984, 1993, 2003/2006) consistent en un jeu de photographies aériennes monochromes de décembre 1984 à l'échelle de 1/20 000, un orthophotoplan de 1993, en fausses couleurs infrarouge, ortho-rectifié de 2 m de résolution et deux images satellites, panchromatiques (Quickbird) de 2003 et de 2006 à 0.6 mètres de résolution.

Pour relier les cas de changements détectés à des causes précises et faire leur correspondance avec les modes de gestion coutumière, deux campagnes d'entretien et de vérification ont été menées sur le terrain (en 2010 et 2011). Les causes de changement pour certains cas détectés peuvent être identifiés à partir de données de télédétection (Quickbird à 0.6 m de résolution) ; *i.e.,* ouverture de pistes, des sentiers et couloir de passage des troupeaux, déplacement de sol à cause de ravinement et sapement de berges, remontée biologique (rejet de souche) à l'intérieur des massifs montagneux couverts par la tetraclinaie, plantation artificielle (rectilignes) d'arbres fruitiers à l'intérieur de parcelles agricoles. Le détail des renseignements sur les incendies, les exploitations de carrière et les coupes de rajeunissement ont été vérifiés auprès des agents forestiers locaux. Une troisième catégorie de changement, dont les causes ne peuvent être identifiée avec certitude à partir des données de télédétection ou des renseignements des agents forestiers, ont nécessité des visites de vérification sur les lieux (défrichement et extension de terrain agricole, coupes délictueuses, …).

Afin de mener un diagnostic du milieu rural des quatre communes et construire une idée sur les conditions socio-économiques et démographiques actuelles et historiques, l'approche suivie s'est basée sur un effort de recoupement de différentes sources d'information. Trois types d'outils de recueil de données ont été mobilisés : (i) la

recherche documentaire, (ii) les entretiens ouverts semi-directifs et (iii) la triangulation qui s'appuie sur des récentes enquêtes menées dans les quatre communes et des communes limitrophes.

- *La recherche documentaire* consiste à consulter les monographies des quatre communes, archives et rapports élaborés par les différentes antennes administratives : (i) rapport de recensements (entre 1971 et 2004) de la population et l'habitat du Haut-Commissariat au plan (HCP), (ii) statistiques des procès-verbaux des contraventions commises en domaine forestier et consignées dans les registres des services forestiers entre 1994 et 2010, et (iii) évolution du programme de l'électrification rural auprès de l'Office Régional de l'Électricité et de l'Eau Potable.
- *Interviews ouverts semi-directifs:* il ne s'agit pas d'entretiens structurés avec une liste de questions précises, mais d'un dialogue orienté pour recueillir une information ciblée. Il se base sur le recoupement d'informations jusqu'au point de saturation, et ne prétend à aucune représentativité statistique. Le choix des interlocuteurs a été effectué pour représenter les principaux acteurs sur le terrain. (i) La population locale (bergers, hommes et femmes, élus communaux) pour avoir d'une part des informations sur la structure, la conduite et la garde des troupeaux et, d'autre part, sur l'importance des sources d'énergie à utilisation domestique (bois de feu ou bombonnes à gaz). L'entretien s'intéressait également à la perception des changements induits par l'électrification, le nouveau statut de la femme après valorisation de l'huile d'argan et la scolarisation des enfants. (ii) les coopératives et associations pour retracer leur évolution et celle du marché de l'huile d'argan. (iii) les agents forestiers et l'agent technique du centre des travaux agricoles de Smimou pour décrire leur relation avec la population locale et les principales activités menées dans l'arganeraie (reboisement, distribution de plants fruitiers et de l'arganier, contrôle, *etc.*)
- Un travail de triangulation de différents points de vue a été motivé pour un besoin de quantification des informations socio-économiques. Il a été

mené à partir d'enquêtes structurées à représentation statistique. Cette opération a été menée à partir d'une enquête ménage menée par Tarmadi (2010) auprès de 321 ménages dans les communes (Smimou, Imin T'lit et Idda ou Azza) et dont les résultats ont été comparés avec ceux des enquêtes menées par Bejbouji (2009) dans les mêmes communes (100 interviewés) ou des communes voisines (Aguerd et Tidzi) d'El Harousse *et al.* (2012) (50 interviewés).

2.2. Méthodologie d'étude des changements

D'un point de vue méthodologique, la déforestation et la dégradation de l'arganeraie des Haha sont deux phénomènes qui doivent être suivis par des approches appropriées. Il semble logique de vérifier en premier lieu si un processus de déforestation est en cours avant d'aborder la question de la dégradation. La deuxième étape consiste à faire la correspondance entre ces changements et les modes de gestion coutumière. Enfin, il convient d'explorer les tendances des conditions démographiques et socio-économiques pour comprendre les mécanismes de changements.

En raison de sa qualité géométrique, l'orthophoto de 1993, à 2 m de résolution, a été retenu comme référence planimétrique sur lequel sont superposées les autres images et photographies aériennes après correction géométrique. Deux techniques d'étude de changement sont mises en œuvre :

Changement en surface des peuplements forestiers

La technique consiste à repérer les changements du couvert forestier apparus durant la période entre 1993 et 2003/2006 sur une zone d'observation faisant 27 300 ha. Compte tenu de la nature hétérogène des données de télédétection, l'interprétation visuelle systématique est la méthode la plus fiable. Ainsi, l'ensemble du territoire est parcouru par une comparaison visuelle systématique au moyen d'une grille régulière de 100 ha. La démarche consiste à rouler/dérouler l'image supérieure (image 2003/2006) sur l'orthophotoplan de 1993, repérer les discordances entre les deux images et délimiter les surfaces de changements détectés pendant cette période (Figure 2.1).

Changement en densité

La détection des changements de densité est mise en œuvre dans les peuplements d'arganier purs pour une période de 22 ans (de 1984 à 2006). Dans les peuplements denses du thuya, il est visuellement difficile de repérer les arbres dans la masse compacte de la canopée et de vérifier les changements en densité. La méthode consiste à analyser pied par pied la répartition des arbres individuels pour rechercher les changements dans la densité de l'arganeraie le long de transects linéaires (Figure 2.1). En raison de l'organisation du paysage, des modes d'exploitation des ressources et de la perception du terroir d'influence par les usagers, l'unité est composée par une toposéquence de trois affectations du sol (*agdal, mouchaa, MSA*) centrées autour de la propriété privée. Les transects sont choisis à l'intérieur de l'arganeraie pure, de manière à contenir au minimum une unité de toposéquence. Le comptage est effectué sur cinq transects linéaires de 3 km de long et 60 m de large, en repérant les entités sur l'image la plus récente et avec la meilleure résolution spatiale (image Quickbird 2006/2003). Une entité[3] est comptabilisée lorsque le centre de son houppier se trouve

[3] Le terme entité est choisi pour définir tout arbre, ou objet similaire, faisant au moins 3m dans sa largeur et ayant un contour distinct. Selon cette règle, au moment où les houppiers ne sont pas

à l'intérieur du transect. Le fichier de cartographie de toutes les entités est superposé par la suite sur les autres images des dates antérieures. En cas de dégradation du couvert, les entités disparues se distinguent facilement par transparence sur l'image récente.

Analyse par mode de gestion coutumière

L'usage et l'accès aux ressources étant régulés par un système de droits coutumiers créent des pressions d'intensité et de nature différentes selon leur affectation spatiale dans ce système. Deux campagnes d'entretiens de vérification sur le terrain ont été effectuées. D'abord, au niveau des cas de changement de surface des peuplements pour confirmer et définir leur statut de propriété et leur mode de gestion. Une seconde campagne de terrain est effectuée au niveau des transects délimités sur les images. Elle consiste à parcourir les transects pour relever les limites des différents modes de gestion et déduire leur surface (%) relativement à la surface totale de chaque transect.

2.3. Facteurs démographiques et socio-économiques

L'analyse des facteurs de changement a été menée par le croisement de plusieurs sources de données ; démographiques, marché de l'huile d'argan, structures communautaires et mutations sociales. Ces données couvrent une période équivalente à la trajectoire historique observée de l'étude de changement (1994 à 2010).

---

distincts, il se peut qu'un amas de plusieurs cépées soit considéré comme une seule entité. Dans cette logique, le comptage d'arbres n'est pas absolu d'un point de vue quantitatif, car le nombre réel d'arbres peut être sous-estimé.

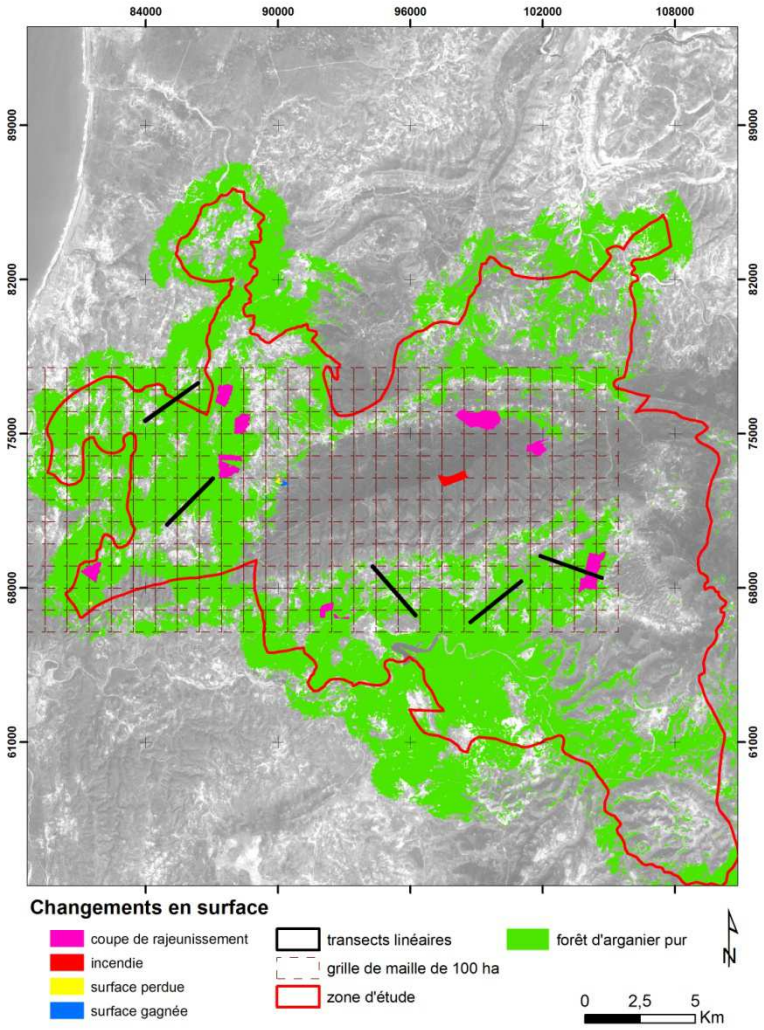


Figure 2.1. Type et position des différents cas observés de changement en surface, et emplacement des transects utilisés pour l'estimation du changement en densité. L'emplacement des transects est imposé par le fait (i) d'être en couvert forestier d'arganier pur, (ii) d'être situé à l'intérieur de la zone de recoupement entre les trois données de télédétection (à l'intérieur de la grille), (iii) d'être composé au moins

d'une toposéquence de trois affectation du sol (MSA, *agdal* et *mouchaa*), et (iv) d'être assez dispersé dans la zone étudiée

3. Résultats

3.1. Changement en surface des peuplements forestiers

L'analyse porte sur les changements brutaux du couvert forestier (arganeraie et tetraclinaie), survenus dans la zone d'étude entre 1993 et 2006/2003. Le repérage des variations au sein des mailles (100 ha) de la grille amène aux résultats synthétisés ci-après (Tableau 2.1 ; Figure 2.1).

Tableau 2.1. Les changements (ha) détectés en domaine forestier (surface totale boisée = 20 850 ha) et en domaine privé entre 1993 et 2003/2006. Entre parenthèses (), le nombre de cas de changements observés. [Les causes de changements en domaine privé peuvent être: ([a]) soit la conversion vers la céréaliculture (27,7 %) soit des opérations de nettoiement à l'intérieur des parcelles agricoles (72,3 %). Les surfaces gagnées ([b]) sont toutes des plantations arboricoles fruitières (100%)].

	Changement domaine forestier	Changement domaine privé
surface perdue	- 58,52 (27)	9,45 (29) [a]
surface gagnée	+ 5,95 (5)	3,48 (11) [b]
coupe de rajeunissement	- 564,10 (11)	
Total des changements (brut)	628,57 (43)	12,93 (40)

Le nombre total des cas de changements en surface observés entre 1993 et 2003/2006 est de 83.

Le domaine privé étant des parcelles agricoles destinées à des céréalicultures, arboricultures fruitières (olivier, amandier, ...) ou sous forme de vergers constitués du mélange arganier, arbres fruitiers et céréaliculture. De ce fait, le suivi de la dégradation, objet de cette étude, se focalise plutôt à estimer et analyser les dynamiques de changements produits en domaine forestier.

Le domaine forestier a connu pendant cette période 628.57 ha de changements (Tableau 2.1). Ils sont essentiellement réalisés à buts sylvicoles par l'administration forestière à hauteur de 89.7 % (564.1 ha) dans le cadre des opérations de régénération par rejet de souches. Les changements dans l'occupation du sol dus à la perte des espaces boisés du domaine forestier impliquent 58.52 ha (9.3 %). Il est à signaler aussi l'importante différence entre cette surface perdue et la surface régénérée en domaine forestier (5.95 ha), soit 0.9% des changements observés en domaine forestier. Ces surfaces régénérées se produisent dans les tetraclinaies à la lisière des terrains agricoles abandonnés ou après rejet des souches des défrichements délictueux.

Le taux brut annuel de déforestation du couvert forestier des Haha, calculé sur une période de référence de 13 ans (1993 à 2006), est estimé à 0.021 %, et implique ainsi un rythme de changement s'opérant à long terme.

Le domaine forestier, dans cette partie des plateaux des Haha, est relativement stable : elle n'a quasiment rien perdu pendant les 13 dernières années. Dans ces calculs, n'ont pas été pris en compte les changements dus aux coupes forestières de rajeunissement et ceux dus à l'ouverture de pare feu par le service forestier. Ils ne sont pas induits par le processus de déforestation en soi, mais plutôt par des opérations sylvicoles et d'aménagement des forêts.

Taille des changements en surface

La distribution des changements selon leur taille (Figure 2.2) montre que les changements négatifs s'effectuent à une échelle inférieure à 1 ha (85 %) et dont la moitié des cas rencontrés corresponde à une échelle spatiale ponctuelle (0.05 ha) de quelques pieds compte tenu de la faible densité des arganeraies (30 à 80 souches/ha). Les défrichements qui s'opèrent sur des superficies supérieures à 5 ha concernent uniquement la tetraclinaie, domaine forestier en libre usage, et n'impliquent guère des superficies supérieures à 50 ha. Les surfaces gagnées par abandon de terrain de culture sont dominées par des surfaces inférieures à 0.05 ha sur des terrains

marginaux et ce, en relation avec la petite taille des parcelles des exploitations agricoles.

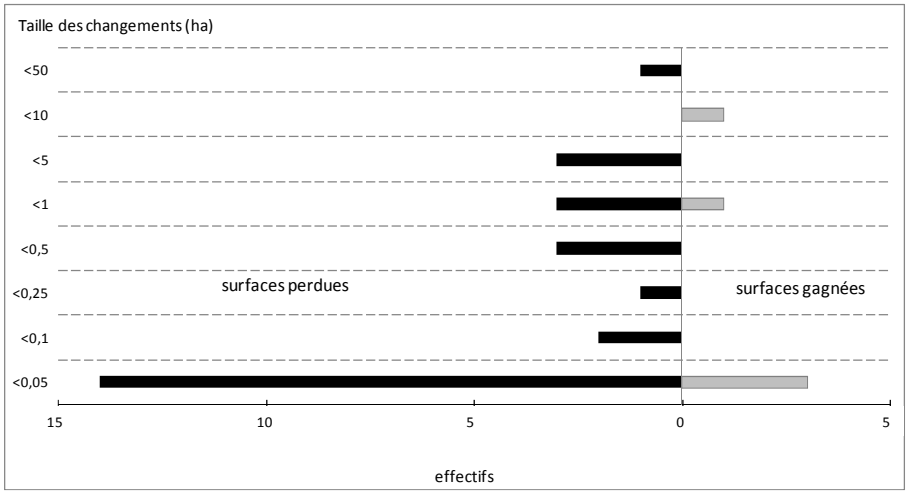


Figure 2.2. La distribution des effectifs de cas changements en surface détectés dans le domaine forestier selon leur taille et leur type (surface perdue, surface gagnée).

3.2. Causes de changements en surface

La phase de validation et de renseignement sur le terrain a permis de rattacher les changements observés en domaine forestier à des causes précises (Tableau 2.2). En plus d'un cas d'incendie qui avait ravagé 43.12 ha dans la forêt d'Amsiten (thuya) en 2005, deux principales causes de pertes en surface du domaine forestier peuvent être signalées. Elles sont provoquées par des opérations de défrichement à la lisière des peuplements forestiers pour extension des terrains agricoles (19.42 %) ou à d'autres nuisances essentiellement anthropiques (coupes délictueuses ou dépérissement sur pied (2.58 %), installation de carrière (3.31 %), ouverture de pistes, de sentiers ou des couloirs de passage (0.44 %) et ravinement (sapement des berges des ravins) (0.56 %)). Ces surfaces d'extension de terrains agricoles sont destinées globalement à la céréaliculture plutôt qu'à des plantations arboricoles, et ce, à cause de la méfiance des paysans à l'égard de la nature encore controversée du foncier.

Tableau 2.2. Causes de changement en domaine forestier et leur contribution (en ha et pourcentage de surface) dans la dynamique de dégradation. Entre parenthèses (), le nombre de cas de changements observés.

Causes de changement	Surface perdues (ha)	% en termes de surface de changement
Défrichement pour installation de culture	- 11.36 (5)	- 19. 42
Coupe délictueuse ou dépérissement (vieillissement)	- 1.51 (5)	- 2.58
Ravinement	- 0.33 (4)	- 0.56
Incendie	- 43.12 (1)	- 73.66
Ouverture de piste, sentier, couloir de passage (b)	- 0.26 (11)	- 0.44
Carrière de gravats	- 1.94 (1)	- 3.31
Remontée biologique (rejets de souches de tetraclinaie)	+ 5.95 (5)	

Le nombre total des cas de changements en surface observés dans le domaine forestier entre 1993 et 2003/2006 est de 32 (sans compter 11 coupes forestières de rajeunissement).

3.3. Changement de densité : analyse centrée sur les arbres individuels

Étant donné que la dynamique de dégradation du couvert forestier dans la région des Haha se produit à faible rythme et implique de petites surfaces, l'analyse de changement de la densité des arbres, du moins pour l'arganier, s'impose. Elle permet d'avoir une vue à un détail plus fin du phénomène et également de vérifier l'hypothèse selon laquelle la seule estimation des changements en surface sous-estime la réelle dynamique de perte en densité souvent observée en milieu ouvert.

Tableau 2.3. Résultats de l'inventaire pied à pied des transects linéaires entre les dates 1984 et 2003/2006, et leur composition en termes de modes de gestion coutumière. (IC : intervalle de confiance au risque α = 0.05)

Transects	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Moyenne ± IC**
Année	1984 1993 2006	1984 1993 2006	1984 1993 2006	1984 1993 2006	1984 1993 2006	Période 1984-2006
Surface inventoriée (ha)	18	18	18	18	18	
Domaine forestier (ha)	10.19	17.23	13.88	14.15	15.79	
Total Entités/transect	480 474 469	321 319 315	474 470 467	466 461 455	316 312 309	407.2
Changement en nombre d'entités	-11	-6	-7	-11	-7	-8.4± 1.9
Changement moyen (entité /ha)	-1.1	-0.3	-0.5	-0.7	-0.4	-0.6 ±0.2
Modes de gestion (%) des transects.						
% mouchaa	2.2	28.5	27.7	27.6	18.2	
% agdal	54.3	67.2	49.3	51	69.5	
% domaine privé	43.4	4.3	22.9	21.40	12.3	

Les résultats obtenus (Tableau 2.3) au niveau des cinq transects indiquent que la densité et le taux de disparition d'arbres varient d'un transect à l'autre. La dégradation des peuplements suit ainsi différentes dynamiques en relation avec la localisation du transect. En effet, les transects passent à travers des peuplements à physionomie différente et sont gérés selon différents modes coutumiers. Le taux moyen de changement dans les transects sur 22 ans (entre 1984 et 2003/2006) est de moins d'une cépée (-0.61 entité) à l'ha en 22 ans, soit un rythme de changement de -2.04% ±0.32.

Après avoir quantifié les changements produits en domaine forestier (changement en surface et en densité d'arbre) et les avoir reliés à leurs principales causes directes, la seconde partie des résultats s'intéresse à investiguer les facteurs qui ont conduit à l'état stable de l'arganeraie des Haha. Elle se base sur différentes sources de données sociales et économiques, à l'échelle des quatre communes.

3.4. Le mode de gestion coutumière : facteur de régulation des usages

La surface perdue, entre 1993 et 2006, en domaine forestier est de 58,5 ha. Cette surface implique essentiellement la tetraclinaie à hauteur de 88.3 % (51.6 ha) (Figure 2.3) qui absorbe la presque totalité des changements induits par les pressions anthropiques de prélèvement en bois. La surface perdue dans l'arganeraie constitue 11.6 % dont 70.7 % (4.79 ha) s'effectue dans l'arganeraie *mouchaa*.

Ces résultats montrent que la dynamique de changement est essentiellement opérée à l'intérieur des terrains communs *mouchaa*. L'*agdal*, espace de l'arganeraie le plus protégé dans la zone, participe à hauteur de 3.4 % (1.9 ha) des changements négatifs survenus dans le domaine forestier en 13 ans. En tant que mode de gestion coutumier régulant l'accès aux ressources et dont l'usage revient à la famille, il a du au moins permis la conservation des cépées sur place. Néanmoins, plusieurs auteurs (Lybbert *et al.*, 2011; M'hirit *et al.*, 1998) suggèrent que cette conservation est plus centrée sur le pied d'arganier que sur toutes les composantes de l'écosystème naturel, souffrant d'une dégradation qualitative généralisée de ses attributs.

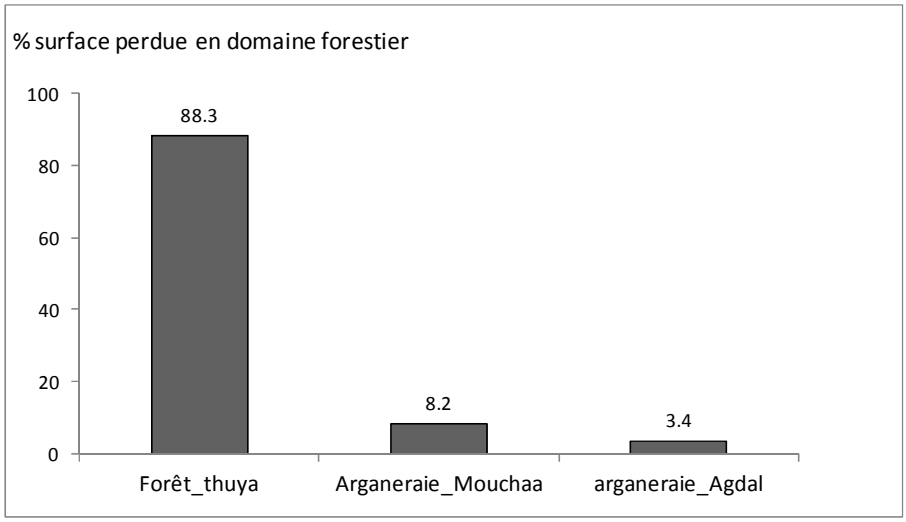


Figure 2.3. Distribution des changements détectés par mode de gestion traditionnelle (*agdal*, *mouchaa*) en pourcentage de la surface perdue en domaine forestier.

À partir des observations et entretiens réalisés lors des campagnes de terrain, trois degrés de conservation des a*gdals* sont distingués en relation avec l'investissement accordé à ces espaces et leur proximité aux habitations. *(i)* Les *agdals ouverts* de grandes étendues et relativement loin des hameaux profitent uniquement de la protection temporaire pendant la période de l'*agdal*. L'état des peuplements (état des arbres, structure du peuplement et écologie de la station) est proche des arganeraies *mouchaa*. *(ii)* Les *agdals proches des hameaux*, souvent de petite taille (quelques hectares) du fait du fort morcellement des espaces, jouissent d'une surveillance plus concentrée par leurs usagers et bénéficient, en plus de la protection périodique instaurée par *agdal*, d'une autre protection le long de l'année contre les mutilations des coupes de bois de feu. *(iii)* Les *agdals aménagés* sont des espaces restreints (quelques hectares) à clôture permanente (muret en pierre sèche ou haies) qui s'inscrivent le plus souvent dans un processus de privatisation du domaine de l'état. Avec les récentes dynamiques sociales et la valorisation économique de l'huile d'argan, ce type d'*agdal* se répand actuellement et pourrait devenir ainsi une forme organisant le paysage dans le futur.

D'un point de vue des changements de densité des arbres survenus sur une période de 22 ans, le tableau 2.3 dresse la décomposition des transects entre les principaux modes de gestion coutumière. Il apparait que plus la part des terrains privés est grande, plus leur dynamique de dépeuplement est active (*ex :* Transect 1). Par contre, cette dynamique devient plus faible dans les transects passant plus sur les *agdals* (*ex :* Transect 2 et 5). En effet, les transects passant par plusieurs zones d'activités agricoles connaissent plus de changements, probablement provoqués par les différentes opérations de nettoiement effectuées au voisinage des parcelles privées et à une présence plus élevée des couloirs de passage des troupeaux.

3.5. La dynamique démographique, culturelle, sociale et économique

Mutation démographique

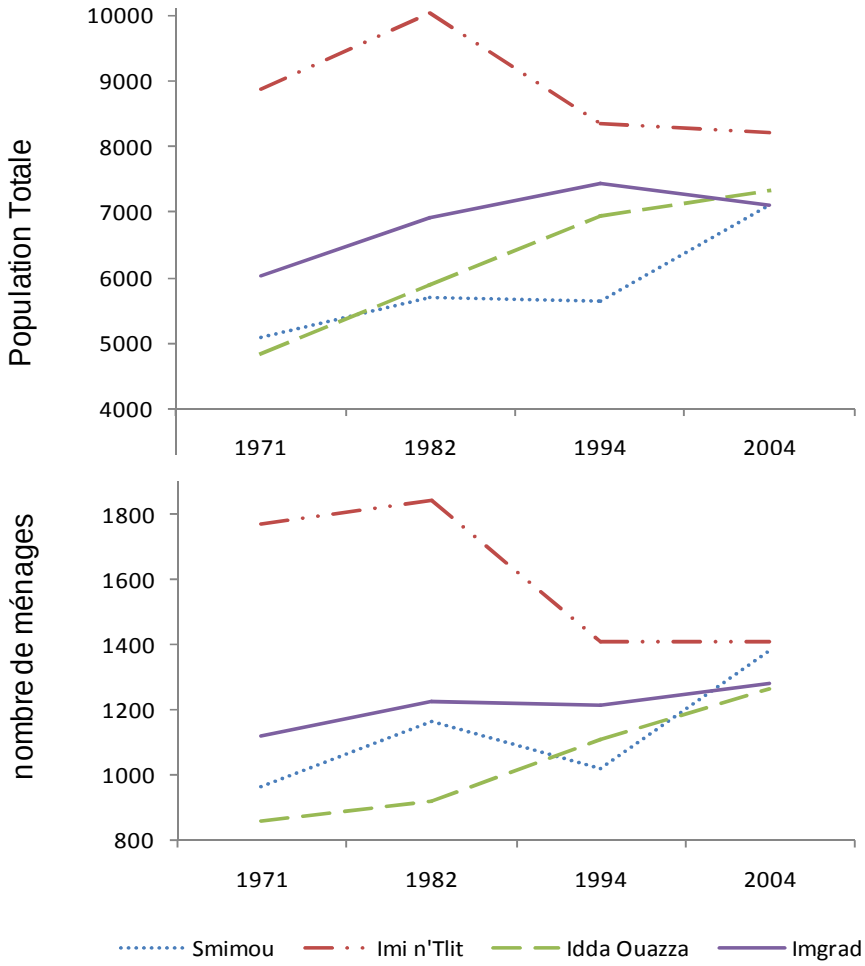
La province d'Essaouira possède la croissance démographique la plus faible de tout le sud-ouest marocain, entière aire géographique de l'arganier. La population rurale constitue 78.9% du total de la population de la province, avec un taux d'accroissement annuel négatif (-0.02%) entre 1994 et 2004 (HCP, 2004; 1994). Cette stagnation relative de la population a pour origine la diminution du nombre d'enfants par famille en relation avec une nuptialité plus tardive et, surtout, à un fort exode rural vers les grandes villes hors la province d'Essaouira. En effet, le total des migrants ayant quitté leur milieu pendant la dernière décennie est très élevé et environ les 3/4 de l'accroissement naturel du milieu rural sont transférés vers les villes (PCDA, 2001) à la recherche d'opportunités économiques favorables.

Au niveau des quatre communes étudiées (Figure 2.4), à l'exception du centre urbain de la commune de Smimou qui enregistre le taux d'accroissement le plus élevé, les autres communes croissent faiblement (commune de Idda Ouazza) voire déclinent (communes de Imin T'lit et d'Imgrad). L'évolution démographique de la population

sur les trois dernières décennies (HCP, 1982; 1971; 2004; 1994)[4] est non homogène. La commune d'Imin T'lit, la plus peuplée avec une densité moyenne élevée (117 hab/km²), avait connu une diminution précoce de sa population depuis les années 80. La commune d'Imgrad, fort enclavée, souffre du manque d'infrastructures et équipements. Elle n'a connu une diminution de sa population qu'après 1994. Pour la commune d'Idda Ouazza, le développement des salines comme activité économique et source de revenu des riverains pourrait expliquer sa croissance démographique positive qui commençait à ralentir à partir de l'année 1994. La dynamique démographique de la commune de Smimou a atteint sa plus grande croissance après 1994 et ce, grâce à son développement économique comme centre urbain attirant l'essentiel du flux des migrants des milieux ruraux avoisinants. Il ressort de ces résultats que l'année 1994 constitue un tournant de la démographie dans la zone. En effet, les communes rurales (Imin T'lit, Imgrad et Idda Ouazza) constituent une source de migrants et voient diminuer leur accroissement démographique ; la tendance est inversée pour Smimou, premier centre urbain qui absorbe une partie de ce flux migratoire.

L'évolution du nombre de ménages n'est pas homogène entre 1971 et 2004. Il ne cesse d'augmenter pour les quatre communes entre 1994 et 2004 (Figure 2.4). Pendant cette période, la taille moyenne des ménages est passée de 6 à 5 personnes par famille qui deviennent de plus en plus nucléaires. La diminution de la taille des familles, de la natalité et de la tranche des jeunes impliqués dans l'exode rural sont les principales causes qui ont contribué à doubler la proportion de la population âgée (plus de 60 ans) des villages pendant cette période.

[4] Puisque les limites des communes ont changé après 1994, nous avons reconstitué la population des dates antérieures à 1994 sur la base des villages et fractions.



	Smimou	Imin T'lit	Idda Ouazza	Imgrad
Accroissement annuel de la population (1994 - 2004)	2.31	-0.19	0.54	-0.46

Figure 2.4. Évolution de la population et du nombre des ménages des quatre communes entre 1971 et 2004 (graphique) et accroissement moyen annuel (1994 à 2004) de la population par commune (tableau) (HCP, 1982; 1971; 2004; 1994).

La structure des troupeaux

Après l'écrasante dominance des caprins depuis des siècles, une part de plus en plus grande de la population semble préférer l'élevage des ovins à celui des caprins impliquant un changement dans la structure des troupeaux. Actuellement, les ovins constituent 42 % du cheptel des quatre communes étudiées. Cette régression de l'effectif des chèvres est également remarquée dans d'autres communes voisines. Cela tendrait à prouver que ce changement touche probablement toute l'arganeraie. En effet, El Harousse *et al.* (2012), à partir d'une enquête réalisée dans la région des Haha (Aguerd et Tidzi), ont constaté un bouleversement de la pratique de l'élevage vers une reconversion ovine à hauteur de 43%. Deux arguments majeurs expliquent cette tendance de changement dans la pratique de l'élevage (Bejbouji, 2009; El Harousse *et al.*, 2012; Tarmadi, 2010) : (i) la scolarisation des enfants et/ou leur migration vers les villes à la recherche du travail (ii), la garde des troupeaux est actuellement assurée essentiellement par les filles et les vieux, qui exploitent des pâturages proches, suite à la difficulté de recruter un berger.

Se prêtant mieux à l'élevage intensif ou semi-intensif, les ovins sont reconnus moins agressifs que les caprins. Ces changements dans la structure et le type de l'élevage favorisent la concentration des pressions de pâturage à proximité des exploitations agricoles et des agdals au voisinage des hameaux.

Les prélèvements délictueux en domaine forestier

L'analyse des archives des contraventions et délits commis en domaine forestier des quatre communes confirme une diminution continue du nombre de procès-verbaux constatés depuis 1994, qui s'accentue entre 2001 et 2010. Il ressort aussi de ces archives que deux activités d'usage, coupes de bois (44 %) et parcours dans les mises en défens (21 %), constituent l'objet des principales contraventions commises dans les forêts. Ces deux perturbations sont reconnues par plusieurs auteurs comme les

principales causes de dégradation de l'arganeraie lorsqu'elles dépassent leur seuil de tolérance (Culmsee, 2004; Naggar & M'hirit, 2006).

Par une simple superposition des trois dynamiques (i) des mutations démographiques, (ii) des changements dans la structure et la pratique de l'élevage et (iii) de la diminution des nombre de délits commis depuis 1994, la relation besoins/biens et services semble tendre vers une diminution de la pression anthropique sur le milieu naturel. Sur ce constat, bien que les manifestations de surexploitation soient facilement perceptibles sur les attributs qualitatifs des écosystèmes forestiers (M'hirit *et al.*, 1998), peut-on prétendre à un équilibre proche entre prélèvements et productivité de ce socio-écosystème ?

Mutation des structures sociales et communautaires

Les structures sociales communautaires anciennes ont été en grande partie détruites par les années de protectorat et après l'indépendance par l'installation de nouveaux systèmes de valeurs et de normes liés à l'administration des affaires sociales par le *makhzen*[5] (Bejbouji *et al.*, 2011). Dans la région des Haha, la notion de *Jmaâ* a fortement décliné dans les douars en tant qu'organisation en charge de la gestion des espaces collectifs (mosquées, écoles coraniques, terres collectives, répartition des terres de culture) et de la gestion des conflits. En fait, l'esprit collectif des communautés, aussi bien chez les hommes que chez les femmes, est bien en déclin et l'individualisme s'accroît comme modèle unique, régissant les actions et les relations entre les membres des communautés rurales autrefois organisées de façon si complexe (Bejbouji *et al.*, 2011). La destruction progressive de ces réseaux sociaux traditionnels rend de plus en plus difficile toute tentative de consensus autour de la gestion des espaces naturels. Actuellement, les différents conflits sont résolus dans la majorité des cas par voie directe de l'autorité locale plutôt que par le recours à la jurisprudence de la *Jmaâ*. Par contre, depuis les années 1990, de nouvelles formes d'organisation des populations gagnent leur place dans l'espace public sous forme d'associations et

[5] Makhzen : autorités locales

coopératives. A l'échelle des quatre communes, 10 associations de villages et 4 coopératives ont vu le jour entre 1995 et 2010 avec l'appui des autorités locales, des ONG locales et internationales. Lybbert *et al.* (2010) notent dans tout le sud-ouest marocain, une explosion du nombre des coopératives entre 1999 et 2007, passant de quelques-unes à plus de 100 coopératives encadrant plus de 4000 femmes. Suite à la dislocation progressive du droit coutumier, ces nouvelles constructions communautaires en cours d'installation pourraient-elles être efficaces dans l'instauration et la conservation de l'ordre dans l'usage des ressources naturelles ? En l'absence d'étude d'impact de ces nouvelles organisations sociales sur l'organisation des usagers et la conservation des espaces naturels, il est difficile de confirmer l'impact concrêt de leurs discours autour du développement durable et de la gestion concertée des ressources naturelles. Au contraire, faudrait-il, comme le signale (Bejbouji *et al.*, 2011), renouer avec le corpus de règles coutumières qu'entretenait la population avec cet espace ressources, pour assurer sa conservation ?

Amélioration du revenu et du bien-être des ménages

Bénéficiant du programme gouvernemental d'électrification rural (PERG), initié entre 1995 et 2004, la zone est actuellement rattachée au réseau électrique avec des taux de couverture importants : Smimou (97.3 %), Imin T'lit (93.8 %), Idda ouazza (81.5 %) et Imgrad (92.8 %) (Source : Office Régional de l'électricité, 2011). Le rattachement au réseau électrique constitue un catalyseur vers une société que l'on pourrait qualifier de pré-citadine, introduisant des changements culturels et de nouvelles habitudes dans la vie paysanne. Il a permis la modernisation et la prise de conscience des populations envers plusieurs aspects socio-culturels : scolarisation des enfants, rôle et position de la femme, à l'environnement, *etc.*. Ce changement vers les habitudes pré-citadines s'installe petit à petit et se manifeste par un affranchissement progressif des riverains des prélèvements directs sur le milieu naturel. Ainsi, on note que 93.8% des ménages utilisent les bonbonnes de gaz pour la cuisson et que seulement 41 % des ménages pratiquent le ramassage de bois mort et des débris comme supplément énergétique (Tarmadi, 2010). On note également, que les femmes

sont devenues de plus en plus réfractaires à cette tâche de ramassage de bois de feu qui leur a été auparavant confiée pleinement.

Ce bien-être des ménages, et des femmes en particulier, a été soutenu depuis le début des années 2000 par une valorisation sensible de l'huile d'argan. Celle-ci est devenue l'une des huiles végétales les plus chères au monde. Elle est encore plus chère comme produit cosmétique et le sujet de plusieurs brevets aux USA et en Europe. Cette huile, qui a été une source de revenu des habitants du sud-ouest du Maroc pendant des siècles, a connu un regain d'intérêt au cours de la dernière décennie avec le développement de la filière de production et de commercialisation propulsant le produit huile d'argan vers les marchés à haute valeur ajoutée. Les ONG, les agences de développement nationales et internationales et les coopératives locales de l'huile d'argan ont joué un rôle central dans ce boom avec comme objectif principal l'amélioration des revenus des populations locales et la conservation de la forêt d'arganier. Grâce à cette promotion commerciale, on note une augmentation progressive du prix du fruit depuis l'an 2000 pour atteindre son maximum en 2008. Actuellement, dans les coopératives ce prix est 5 fois plus élevé qu'il y a une dizaine d'années. Si l'augmentation du prix de l'huile d'argan profite plus aux sociétés et commerçants se trouvant à l'extérieur de l'arganeraie, l'augmentation du prix du fruit et des offres d'emploi (la main d'œuvre) constitue, néanmoins, un apport de revenu non négligeable pour les ménages.

4. Discussion

Le paysage des Haha : un socio-écosystème à dynamique maîtrisée

Il apparaît clairement que la zone connaît une faible dynamique de dépeuplement forestier (2.04 % de la densité des souches d'arganier sur 22 ans) et une encore plus faible déforestation (0.21 % en surface sur 13 ans). Les résultats obtenus pour cette étude concordent avec les travaux de El Aboudi (1990); (2000) et Msanda (1993) réalisés dans d'autres zones similaires de montagne (Anzi, Ait Baha) et ceux trouvés par McGregor *et al.* (2009) à l'échelle régionale des plateaux des Haha. L'arganeraie

est globalement épargnée par la coupe de bois avec un léger privilège pour les arganeraies gérées en *agdal*. L'essentiel des changements relevés impliquent des superficies ponctuelles et un seul type de couvert : la tetraclinaie. Sans elle, le paysage de Haha aurait été très différent, où les pressions de surpâturage et de coupe de bois de feu seront supportées uniquement par l'arganeraie.

Dans ces estimations, on souligne plusieurs sources d'imprécision malgré la rigueur et la précision des méthodes mobilisées. La première réside dans la définition du seuil du changement au-delà duquel la déforestation est observée. Ceci est particulièrement rencontré dans les milieux forestiers ouverts caractérisés par une forte hétérogénéité physionomique (forêt, matorral arboré, matorral arbustif et steppe), le plus souvent issus de la même séquence de dégradation de l'état climacique (Grainger, 1999; Lambin, 1999). La seconde source d'imprécision, en relation aussi avec la nature des milieux ouverts, réside dans la difficulté de délimiter avec précision les contours du changement. Une autre contrainte d'estimation de la dégradation provient de l'hypothèse que les changements sont irréversibles, ce qui n'est pas acquis dans ce cas où les deux espèces arborées (arganier, thuya) rejettent vigoureusement même après plusieurs coupes de la partie aérienne. Ce caractère réversible du couvert arboré permet un retour à l'état initial quand le facteur de perturbation diminue. Ainsi, la végétation absorbe une partie importante des perturbations anthropiques sous forme de coupes de bois (bois de feu et bois de service) ou des défrichements et cache ainsi l'ampleur réelle des destructions de biomasse.

Soumis à une dynamique de changement à long terme, le couvert forestier des Haha n'a pas eu trop à souffrir d'une dégradation quantitative des surfaces et des densités des arganiers. Néanmoins, sans qu'il y ait accroissement du taux de déforestation ou de dépeuplement, des changements qualitatifs dans les attributs de l'écosystème forestier (simplification de la structure horizontale et verticale, détérioration du houppier, vieillissement des peuplements et absence de la régénération naturelle) ont été relevés par plusieurs auteurs (Alados & El Aich, 2008; Benabid, 2000; M'hirit *et al.*, 1998; Naggar & M'hirit, 2006). Ces perturbations principalement d'origine anthropique (parcours, coupe de bois, mutilations du houppier et mise en culture

sous les arbres) sont à l'origine des dysfonctionnements dont souffrent ces écosystèmes. Ces derniers, hérités du passé, se trouvent dans un état statique de relique dont l'avenir est incertain à cause des dépérissements sur pied par vieillissement.

Le domaine forestier est constitué par la juxtaposition de multiples espaces qui s'inscrivent dans un ordre social local et obéissent à des règles précises de répartition des droits d'accès, d'usage et de contrôle des ressources (pâturage, récolte de fruits, coupe de bois de feu et service et mise en culture sous couvert). Ces règles de gestion illustrent le degré élevé d'appropriation de ces écosystèmes dans le cadre d'un processus de formalisation de la forêt paysanne, intégrant les fonctions de production et de conservation au sein des dimensions sociales et culturelles (Michon *et al.*, 2007). Mais, on y voit aussi un système de canalisation et de concentration des pressions anthropiques vers les terrains communs à usage libre (*mouchaa*), par rapport aux terrains soumis à une protection étroite (*MSA* et différents types d'*agdal*). Cette gestion contrastée des paysages forestiers s'est traduite par différents stades de dégradation.

Interaction entre dynamique socio-économique et processus écologiques

Dans le bassin méditerranéen, les impacts des changements globaux, notamment dans leur composante liée aux changements d'usage, sont particulièrement ressentis depuis le début du 20eme siècle suite à de longs siècles de surexploitation (Dutoit, 2011). La transition forestière (*forest transition*), concept développé par Mather (1992), se réfère au passage d'une dynamique de diminution à une dynamique d'expansion des superficies forestières nationales ou régionales. Se produisant à long terme, la transition forestière est observée lorsque les sociétés adoptent simultanément les processus de développement économique, d'industrialisation et d'urbanisation (Mather & Needle, 1998). Rudel *et al.* (2005) définissent deux arguments majeurs à la transition forestière. Le premier est porté par le développement économique à l'échelle régionale faisant drainer la main d'œuvre paysanne à l'extérieur des zones agro-forestières à la recherche de meilleures opportunités et abandonner leurs terrains

agricoles recolonisés par la forêt. Le second argument est induit par une rareté des biens et services de la forêt (*forest scarcity*) provoquant une augmentation de leur valeur, ce qui pousse les paysans à convertir leurs terrains de parcours et agricoles en des périmètres forestiers. D'autres auteurs considèrent la construction des forêts paysannes (*domestic forests*) comme un des axes de reforestation en régions tropicales (Lambin & Meyfroidt, 2010; Meyfroidt & Lambin, 2009) ou un axe de stabilisation et de gestion conservative au sein d'un système de régulation sociale (Michon *et al.*, 2007). Elles profitent de deux processus de développement non exclusifs : le premier est le résultat de l'intensification des modes d'utilisation des terres et de l'aménagement multifonctionnel des systèmes naturels, le plus souvent agroforestiers ; le second est impliqué par des mutations socio-démographiques locales et/ou régionales (Rudel *et al.*, 2005).

Dans l'arganeraie des Haha, on a assisté à la mise en œuvre conjointe des deux processus cités ci-dessus. Le premier est mené par le développement urbain, des activités industrielles et tertiaires à l'échelle régionale, poussant les riverains à abandonner leurs terres à la recherche d'autres activités plus rémunératrices. Ce flux migratoire vers les grandes villes est conjugué localement à une baisse de la natalité et au vieillissement de la population riveraine. Tandis que le second est traduit par la domestication de la forêt d'arganier (Genin & Simenel, 2011) développée autour de la valorisation économique de l'huile d'argan et de l'amélioration du bien-être des paysans. N'étant pas en phase de déforestation (1ere phase de la transition forestière), ni de reforestation (2eme phase de la transition forestière), et en présence de la dégradation qualitative généralisée des attributs des peuplements de la zone (Alados & El Aich, 2008; Benabid, 2000; M'hirit *et al.*, 1998; Naggar & M'hirit, 2006), peut – on dire que la région tend vers une phase de métastabilité ou sur le point d'inflexion de la transition forestière - selon le schéma développé par Rudel *et al.* (2005) - qui précède l'installation de l'équilibre et la reprise de la remontée écologique?

Cette question de transition forestière appelle aussi celle de la résilience et de l'adaptation entre systèmes écologique et social articulés dans un unique système, le système socio-écologique. Pimm (1984) définit la résilience comme la capacité d'un

système de retourner dans un voisinage de l'équilibre après avoir été éloigné de cet équilibre par une perturbation. L'arganeraie des Haha, ayant subi des perturbations de surexploitation (pâturage, coupe de bois) depuis le début du siècle passé, pourrait – elle retourner au voisinage d'un état durable soutenu par les différentes mutations démographique, sociale et économique ?

Le paysage des Haha connaît depuis plus d'une décennie (1994 à 2010) des mutations démographiques, culturelles et économiques profondes offrant des opportunités favorables à la restauration d'un équilibre de la relation homme/environnement (Figure 2.5). Cependant, l'état de conservation des peuplements forestiers est loin de se conformer à ces conditions favorables. La dégradation qualitative est commune à tous les peuplements et se manifeste sur plusieurs de leurs attributs. Ce constat a été relevé par plusieurs auteurs, Romagny (2009a) et Lybbert *et al.* (2010), qui suggèrent l'existence d'un décalage entre développement économique et développement durable dans la zone. Cela serait dû au faible impact de la valorisation de la filière de l'huile d'argan sur la protection de l'arganier. En effet, les populations donnent plus d'attention au fruit sur l'arbre qu'à l'arbre lui-même ou à tout l'écosystème et pratiquent des techniques de récolte de noix plus agressives. Les bénéfices accumulés de la vente de l'huile d'argan sont investis dans l'augmentation de la taille des troupeaux plutôt que dans l'entretien de la ressource arganier. Ce résultat peut être perçu en contradiction avec la théorie conservatrice gagnant-gagnant étant donné la menace que peut constituer le pâturage sur la forêt. Néanmoins, on suppose d'un côté que les changements progressifs enregistrés dans la structure et le type d'élevage dans la zone, pourrait absorber en partie les effets de la probable augmentation des troupeaux suite à l'accumulation des revenus après la valorisation des produits de l'arganier. D'un autre côté, force est de constater que les usagers ne peuvent investir dans l'entretien et la restauration des arganeraies dont la propriété et le droit d'usage sont controversés et non parfaitement reconnus par l'état. Le surplus de revenu et tout effort d'investissement sont naturellement transférés dans l'augmentation des troupeaux ou investis dans les parcelles privées. Le manque d'implication de la population dans la gestion des peuplements, assurée essentiellement par l'administration forestière, est non seulement une source de conflit et de manque de

confiance entre les deux parties, mais aussi, des contraintes à leur gestion concertée et des opportunités perdues pour leur restauration. L'aboutissement de la théorie conservatrice gagnant-gagnant dépend ainsi de la reconnaissance législative complète des droits des usagers, principal acteur dans la gestion des peuplements forestiers.

Plusieurs auteurs (Cortina *et al.*, 2011; Dutoit, 2011) suggèrent que la restauration écologique passe par des phases actives après identification de trajectoires compatibles avec le fonctionnement des paysages actuels. Elle ne peut s'envisager sans la participation des populations locales qui vivent encore, dans une grande majorité, des ressources des écosystèmes à restaurer. Enfin, elle ne peut s'envisager sur le court terme au regard de la lenteur des processus de régénération des communautés végétales soumises à des stress hydriques et/ou édaphiques particulièrement marqués en régions semi-arides.

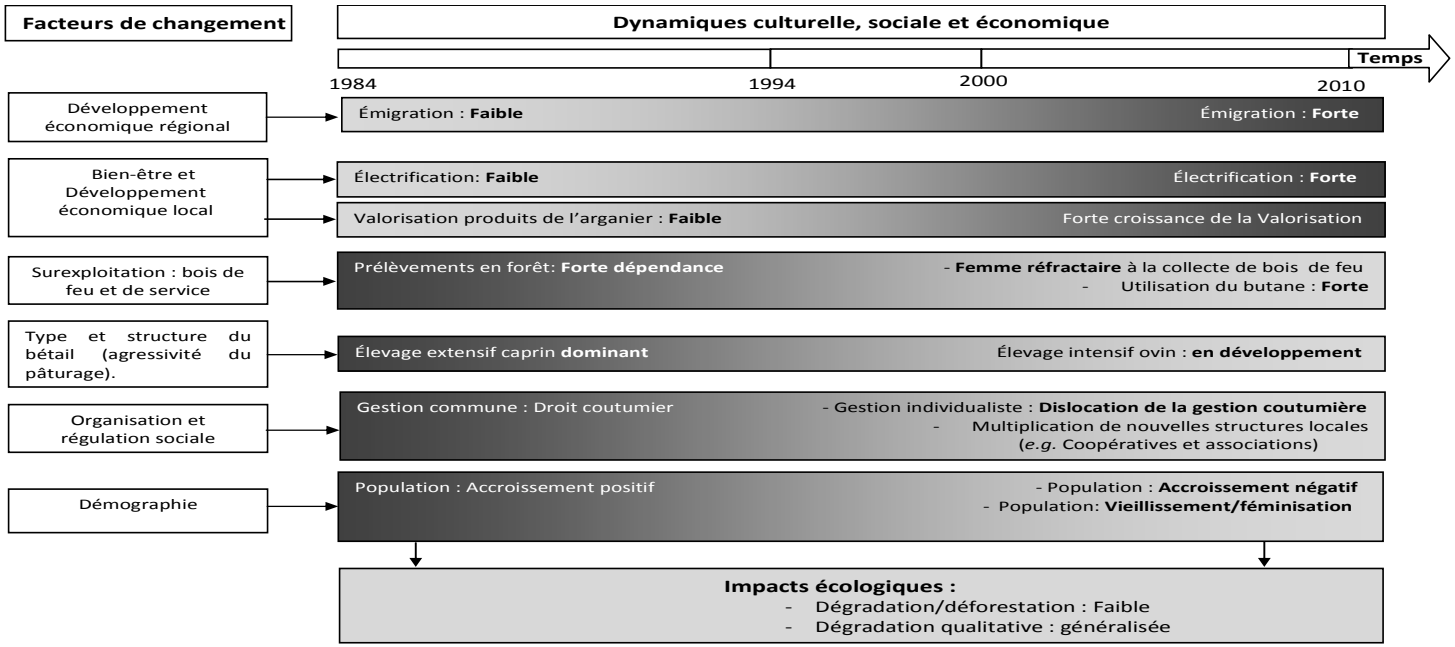


Figure 2.5. Facteurs de changement, principales mutations de la relation home/environnement et impacts écologiques dans la région des Haha entre 1984 et 2010 (la nuance de gris indique le degré de l'évolution du processus).

Tableau 2.4. Les trois phases cumulatives (mutations sociales (A), adoption des bonnes pratiques de gestion (B) et restauration écologique (C)) qui précédent l'équilibre socio-écologique et la gestion durable de l'arganeraie des Haha.

Changement démographique, social et culturel (A)	Mise en œuvre des bonnes pratiques de conservation (B)	Restauration des processus écologiques (C)
- Renforcer les systèmes d'auto-régulation. - Amélioration du bien-être et changement culturel. - Relatif affranchissement des prélèvements directs sur la forêt.	- Gestion concertée ou déléguée (*e.g.* aménagement des *agdals*). - Rationalisation de la récolte des noix. - Changement du type et structure de l'élevage. - Valorisation économique de l'huile d'argan : levier de développement.	- Retour naturel ou assisté des différentes composantes de l'écosystème arganier.

.

Dans l'arganeraie des Haha, le décalage entre les conditions favorables en cours d'installation et des retombées de l'équilibre socio-écologique sur la restauration écologique est, à notre avis, dû à la nature non mécanique de la relation entre les deux composantes de ce système (système socio-économique et système écologique). En effet, une amélioration des conditions socio-économiques n'entrainerait pas un impact immédiat sur l'état écologique, en raison des conditions climatiques difficiles de l'arganeraie.

Cette relation entre conditions socio-économiques et restauration écologique est plutôt une relation cumulative des effets de différentes phases (A, B et C) (Tableau 2.4) de l'interaction homme/environnement. Elles consistent d'abord en la réalisation du niveau nécessaire des mutations sociale, économique et culturelle induites par les facteurs de changements à l'échelle locale et régionale (A). La deuxième phase (B) implique l'assimilation et l'adoption par la population des mesures de conservation et, enfin, la phase de restauration des processus écologiques de régénération naturelle ou assistée consistant à gérer activement la réparation des écosystèmes dégradés (C). Un autre argument du décalage observé est en relation avec la nature précaire des milieux arides. En effet, bien que la restauration active des périmètres forestiers aie été significativement maitrisée par le biais du développement des outils technologiques et stratégiques lors de la dernière décennie, leurs impacts restent limités dans les milieux arides (Cortina *et al.*, 2011). Dans les situations de dégradation avancée de la végétation et des terres, où les seuils d'irréversibilités écologiques ont été franchi, il devient plus difficile, même en présence des conditions sociales favorables à la préservation de l'arganeraie, de redynamiser les processus écologiques particulièrement dans les conditions semi-arides de la région.

À défaut d'études sur cette relation entre les conditions socio-économiques et restauration écologique, il est difficile de se prononcer sur l'échelle temporelle nécessaire à la réalisation de ces trois phases. Mais, il est évident que ces trois phases se produisent sur trois grandeurs d'échelle temporelle, à savoir l'échelle des mutations sociales et culturelles, l'échelle des retombées économiques de la valorisation des produits de l'arganier et de l'adoption de mesures de conservation et l'échelle de la

restauration écologique. Il semble ainsi prématuré de porter un jugement sur l'impact des mutations socio-économiques et culturelles observées depuis une décennie sur la gestion conservatrice de l'arganeraie.

Cependant, il n'est pas exclu que le modèle de développement durable de l'arganeraie souffre de simplifications. L'affaiblissement progressif du droit coutumier et de la gestion collective qui régissait à la fois l'intérêt des ménages et de toute la communauté et l'émergence de la pratique d'appropriation individuelle des espaces forestiers, pourrait ne pas garantir une gestion uniforme de tous ces peuplements, conformément à la théorie de la tragédie des biens communs. En effet, on assiste actuellement à une tendance d'appropriation informelle, ou tacite, mise en place via trois types d'*agdals* (définis ci-avant *cf. 3.3*) dont les moyens investis et le niveau de protection sont différents. Certains, *agdals* aménagés (clôture permanente en haie et pierre sèche), sur des terres à l'origine à usage collectif, sont actuellement exclusivement exploités par leurs ayants droits et interdits en permanence aux autres usagers. Certes, dans un état de conservation relativement mieux établi, les *agdals* aménagés pourraient se multiplier et constitueront un stade avancé d'appropriation et d'usage illégal des terres et des ressources par certains riverains. Attirés par l'arganier comme levier de développement économique, les usagers adopteront dans le futur des comportements différents selon le statut de ces forêts à différents niveaux de privatisation informelle. Les espaces forestiers ayant un caractère quasi-privé (*MSA*, *agdal*s aménagés), bénéficieront plus des retombées de la valorisation commerciale, alors que ceux exploitées collectivement seront probablement les plus dégradés.

5. Conclusion

A l'issue de cette étude, on conclut que le paysage forestier des Haha est peu dynamique (entre 1984 et 2006) et qu'il n'a pas beaucoup perdu en termes de dépeuplement (moins d'un arbre à l'ha pendant 22 ans) et encore moins de déforestation (- 0,21 % en 13 ans). Ces changements impliquent essentiellement la tetraclinaie (88.3 %). Ils sont opérés sous forme de défrichement pour extension de terrains de culture (19.4 %) et d'autres nuisances anthropiques dont la taille est

qualifiée de ponctuelle (85 % des cas de changement ne dépassent guère 1 ha). Ces résultats contribuent à préciser le discours ambigu et simplifié autour de la dégradation de l'arganeraie.

L'exploration d'un certain nombre d'indicateurs (démographie, bien-être des populations, économie, institutions communautaires) a permis de confirmer l'existence, depuis plus d'une décennie, de profondes mutations culturelles, sociales et économiques favorables à l'installation de l'équilibre dans la relation homme/environnement. Néanmoins, il est précoce de parler de durabilité en absence de régénération naturelle ou assistée des peuplements en place. Il est aussi important de ne pas ignorer les manifestations de dégradation qualitative dues aux différentes perturbations liées à la surexploitation. Ce dysfonctionnement des systèmes écologiques et les simplifications dont souffre le modèle de gestion du paysage des Haha ne peuvent être omis dans l'analyse de développement durable qui devrait concilier écologie et développement socio-économique.

Dans un environnement socio-économique favorable, le processus de domestication des peuplements de l'arganier par la sécurisation de la propriété (bien que illégal), le contrôle des terres et des ressources par leurs usagers se traduirait sans doute par un meilleur contrôle de la dégradation et offre une plateforme propice à une gestion durable de ces écosystèmes.

Chapitre 3

Suivi de la dégradation qualitative : attributs et développement d'indicateurs à partir de modèles logistiques.

Résumé

Les inventaires diachroniques sur placettes permanentes sont la démarche la plus courante pour mener un suivi de la dégradation qualitative des attributs écologiques. Le suivi à l'échelle régionale de ce type de dégradation caractéristique des milieux forestiers ouverts, constitue un défi méthodologique. La dégradation qualitative de la forêt d'arganier, soumise à un régime de plusieurs perturbations (parcours, mise en culture, mutilations et ramassage systématique des noix), a été étudiée par une approche holistique de modélisation multivariée (*disqual, logistique*) permettant de quantifier l'information apportée par les variables semi-quantitatives et de construire un indicateur synthétique de caractérisation et de suivi des stades de dégradation.

L'analyse des profils des observations a permis de caractériser les états de dégradation et le type de perturbation dominant. Dans la tetraclinaie, la proximité aux habitations et l'hétérogénéité de la végétation pérenne sont les principaux déterminants des stades de dégradation. Cette formation absorbe l'essentiel des coupes de bois (bois de feu et de service). Les facies de dégradation dans l'arganeraie sont moins prévisibles en raison de la grande domestication des peuplements et de la diversité des situations socio-écologiques. Ils sont liés au recouvrement arboré, à l'abondance des profils arborés dégradés et au mode de gestion coutumière. Le pâturage dans l'arganeraie est le vecteur dominant du régime de perturbation. Les *agdals* et les mises en culture sous arganier, qui profitent d'un statut de protection par les usagers, sont des espaces

relativement moins touchés par la dégradation. Leur *odds ratio* (*rapport de chance*) d'être peu dégradés en comparaison à des espaces à usages communs (*mouchaa*) se situent respectivement à 1.6 et 6 fois. Les performances des modèles développés sont globalement satisfaisantes et offrent de bonnes perspectives pour leur utilisation dans le diagnostic et le suivi de la dynamique de dégradation qualitative. L'exactitude des prédictions atteint 80.73 % (±0.004) pour la tetraclinaie et 70 % (±0.428) pour l'arganeraie.

1. Introduction

La dégradation des écosystèmes forestiers est un phénomène très ancien et répandu en région méditerranéenne, particulièrement au sud et à l'est du bassin (Le Houerou, 1990; McGregor *et al.*, 2009). Le suivi de ce phénomène est d'une grande importance pour la plupart des pays sujets à une dynamique de désertification et de dégradation. La fragilité de ces milieux forestiers, dominés par un climat semi-aride à aride, et la vulnérabilité des populations qui en dépendent, ont consolidé une relation d'interdépendance entre les sociétés et leur environnement naturel. Cette relation est d'autant plus forte que des perturbations naturelles et anthropiques conduisent à une baisse considérable du potentiel agro-pastoral et aggravent ainsi la détérioration du milieu et des conditions sociales.

De nombreuses applications opérationnelles d'estimation de la déforestation et de la dégradation ont été mises en œuvre, facilitées par la télédétection par satellite et utilisant différentes algorithmes de détection de changement (Duveiller *et al.*, 2008; Ernst *et al.*, 2010). Alors que la quantification de la perte de surface forestière par déforestation ne pose plus de problèmes méthodologiques, la situation est moins satisfaisante concernant la dégradation des forêts du fait notamment de l'imprécision et des interprétations multiples, souvent subjectives, de ce terme et de la gradation qu'il implique. Globalement, l'estimation de la dégradation se heurte à de nombreuses difficultés dues notamment aux différences d'appréciation sur l'état initial de référence (« climax » ou ses nombreux substituts), la définition d'indicateurs écologiques standards et à la définition de limites claires pour différencier les degrés de sévérité de la dégradation. Dans les milieux forestiers ouverts, l'estimation de la dégradation rencontre aussi d'autres contraintes propres à ces milieux, liées à *(i)* leur forte hétérogénéité *(ii)* la multiplicité des usages par strate de végétation *(iii)* une végétation dispersée supportant une activité agricole sans pour autant subir de grandes modifications dans ses structures horizontale et verticale (Grainger, 1999) *(iv)* aux différentes perturbations (surpâturage, récolte de bois de feu et la mise en culture en forêt) dont l'étendue spatiale est discontinue et aux limites mal établies.

Suivi de la dégradation qualitative

Les perturbations anthropiques jouent un rôle clé dans la dynamique des écosystèmes et sont des facteurs importants pour la gestion durable des écosystèmes forestiers. Compte tenu de la complexité de la dynamique des écosystèmes forestiers, les modèles quantitatifs sont des outils puissants pour analyser les relations complexes entre les perturbations et leur environnement. Ils permettent la formalisation de notre compréhension de l'interaction du régime des perturbations et la gestion des forêts. Les défis actuels de la modélisation des perturbations dans les écosystèmes forestiers proviennent de la difficulté d'intégrer simultanément plusieurs processus de perturbation, et de représenter la complexité des régimes de perturbations en réunissant ensemble diverses observations issues de différentes échelles de l'organisation de l'écosystème (Seidl *et al.*, 2011).

Les estimations de la dégradation des espaces boisés ne sont en général détaillées qu'au niveau local, sur des sites de superficie limitée. Le suivi à l'échelle régionale, lorsqu'il existe, reste très approximatif (Lanly, 2003) et pose un certain nombre de défis méthodologiques. Il est souvent mis en œuvre par des méthodes classiques peu adaptées, particulièrement en forêts ouvertes, comme les inventaires forestiers et les estimations des changements en surface qui sous-estiment le plus souvent le phénomène. L'enjeu est d'arriver à se focaliser particulièrement sur des indicateurs qui peuvent être mesurés localement, basés sur des variables de changement dans la structure et la composition des forêts (Mutangah, 1996) et capables de traduire l'impact des diverses perturbations de l'écosystème.

Dans le cas de la forêt d'arganier (*Argania spinosa)*, écosystème forestier soumis à de fortes pressions anthropiques, le suivi de la dégradation a été notamment réalisé à partir des données de télédétection pour l'estimation des changements en surface (El Yousfi, 1988), mais aussi pour l'estimation des changements en densité (El Aboudi, 2000; le Polain de Waroux & Lambin, 2011; Msanda, 1993). La dégradation de l'arganeraie a également été étudiée à partir des fouilles palynologiques à l'échelle régionale (McGregor *et al.*, 2009) et à partir de mesures au sol de plusieurs descripteurs de la végétation sur placettes permanentes (Culmsee, 2004). Si cette dernière approche semble précise pour relever les traits de la *dégradation qualitative*

des écosystèmes, de telles observations à une échelle régionale deviennent difficiles et peu appropriées pour construire un diagnostic de la dynamique d'évolution de ce phénomène.

L'arganeraie des Haha, province d'Essaouira, connait un faible taux de changement en densité des arbres (- 2 % entre 1984 et 2006) et encore moins pour les changements en surface (taux égal à - 0.21% en 13 ans). Aborder la dégradation de l'arganeraie des Haha à partir de ces deux indicateurs ne peut suffire pour documenter les dynamiques d'évolution et de l'état de ces formations forestières. L'étude des attributs de ces écosystèmes et des effets des pressions anthropiques qui y sont impliquées doivent être repris dans un diagnostic qui intègre un ensemble de descripteurs socio-écologiques.

L'objectif de ce travail est d'élaborer et valider, par une approche multidimensionnelle, des indicateurs écologiques des états de dégradation permettant leur discrimination sur base de la mesure au sol d'un nombre limité de variables pertinentes. Ce système permet également de définir les principaux facteurs de dégradation et de mesurer leurs poids. Les valeurs comparées dans le temps de ces indicateurs permettront d'évaluer la dynamique de changement d'état, de déduire l'importance de chaque agent de dégradation et d'orienter les efforts d'aménagement.

Cette étude tente de répondre aux questions de recherche suivantes : quels sont les descripteurs pertinents de la végétation pour construire une typologie des états de dégradation ? Quels sont les facteurs liés aux usages et leurs poids susceptibles d'expliquer ces stades de dégradation qualitative ? La démarche s'articule en trois étapes : *(i)* exploration et caractérisation des facies de dégradation, *(ii)* définition, par une approche expert, d'une typologie à partir des descripteurs mesurés de la végétation et enfin, *(iii)* prédire ces facies de dégradation par une approche de modélisation à partir des facteurs du milieu.

2. Collecte des données

La caractérisation de la dégradation qualitative des peuplements forestiers repose sur des mesures sur le terrain de descripteurs du milieu et de la végétation à l'échelle de placettes issues d'un plan d'échantillonnage.

2.1. Stratégie de l'échantillonnage

Les unités observées sont issues d'un échantillonnage aléatoire à deux degrés. L'unité primaire (A), 10 ha, est choisie selon une distribution aléatoire et simple dans toute la zone. L'unité d'observation (a), appelée aussi unité secondaire, est une placette circulaire de 18 m de rayon (1000 m²) choisie selon une distribution systématique (*annexe 3.1*). Le rapport a/A = 0.01 est inférieur à 0.05 comme le suggère Green (1979 *in* Frontier (1983)). Compte tenu de la densité des arganeraies (30 à 80 arbres/ha), la taille des placettes secondaires (1000 m²) permet d'inclure 3 à 8 arbres.

Le nombre d'échantillons a été déterminé, d'une part par maximisation de la fonction de distribution multinomiale *(1)* (Plourde & Congalton, 2003) et, d'autre part, par une stratification spatiale. L'équation *(1)* définissant le nombre d'échantillons atteint son maximum lorsque son élément [π_i (1 - π_i)] est maximum et égal à 0.25, c'est-à-dire lorsque π_i = 0.5. La taille de l'échantillon *n* a été calculée pour une erreur absolue de 0.05 à 95 % de niveau de confiance (α = 1-0.95 = 0.05). La valeur β est obtenue à partir de la table *khi²*, où χ^2 (1; 0.05/15) = 8.6154. Sur cette base, le nombre d'échantillons *(n)* est égal à 867 (correspondant à 174 unités primaires).

$$n_i = \beta \frac{\pi i\,(1 - \pi i)}{\varphi^2 i} \qquad (1)$$

Où β est le percentile (α / k) de χ^2 pour un degré de liberté au seuil de risque α. k est le nombre de classes d'occupation du sol et des types de peuplement, soit k = 15 après reconnaissance de la zone.

π_i *(i = 1 à k)* : la proportion de chacune des classes constituant la population,

φ est l'erreur absolue (5 %) de l'échantillonnage.

Pour réduire l'auto-corrélation spatiale, la stratification par objets permet de sélectionner et réduire le nombre de placettes déterminé précédemment. Cette opération consiste à ne retenir qu'une seule placette par objet homogène s'il en contient plusieurs (*annexe 3.2*). La stratification en objets spatialement homogènes a été réalisées sur la base d'une mosaïque de deux images satellites multispectrales SPOT prises en juillet/aout 2008, orthorectifiée, d'une résolution de 2.5 m. Les objets de stratification sont générés automatiquement par l'algorithme de segmentation implanté dans le logiciel eCognition® (Definiens, 2006).

L'échantillon final retenu pour les campagnes de terrain est constitué de 618 placettes réparties en 174 unités primaires.

2.2. Données d'observation au sol

Les données d'observations sont relevées lors des campagnes de terrain entre 2009 et 2010. Elles doivent être simples à relever et permettre un suivi opérationnel et répétitif de la dégradation des systèmes écologiques. Les placettes ont été décrites par : (i) les descripteurs de la végétation et des manifestations de surexploitation des peuplements, et (ii) les facteurs du milieu liés aux conditions physiques, aux différents modes de gestion coutumière et à l'intensité de fréquentation des riverains et de leurs troupeaux. L'observation du complexe socio-écologique (milieu, peuplement et gestion locale) devrait permettre la compréhension des interactions entre ces trois composantes et les états de dégradation de cet espace.

Les descripteurs de la végétation et des manifestations de surexploitation

Les variables observées sont spécifiques à chacune des deux formations végétales (tetraclinaie ou arganeraie). Certaines sont propres à l'arganeraie (profil du

peuplement, rochers verts), d'autres sont discrétisées différemment selon les grandeurs observées (le recouvrement arboré et l'hétérogénéité, la structure verticale).

Tableau 3.1. Descripteurs de la végétation mesurés par placette (tetraclianie et arganeraie).

Variables		Arganeraie	Tetraclinaie
Variables de la végétation		**Modalités des variables**	**Modalités des variables**
1	Mutilation_1 (ébranchage/écimage)	mutil_1_faible (mutil1_1) ; mutil_1_moyen (mutil1_2) ; mutil_1_élevé (mutil1_3)	
2	Mutilation_2 (coupe de brin)	mutil_2_faible (mutil2_1) ; mutil_2_moyen (mutil2_2) ; mutil_2_élevé (mutil2_3)	
3	Mutilation_3 (souche rasées)	mutil_3_faible (mutil3_1) ; mutil_3_moyen (mutil3_1) ; mutil_3_élevé (mutil3_1)	
4	Recouvrement arbustif	rcvt_arbu_1 (<2), rcvt_arbu_2 ([2,5[), rcvt_arbu_3 ([5,10[), rcvt_arbu_4 (≥ 10)	
5	Hauteur arborée	Haut (>5); moyenne ([3,5]) ; basse (<3)	
6	Traitement sylvicole	Taillis ; futaie/futaie_sur_souche,	
7	Etat de développement	Jeune ; adulte ; vieux,	
8	Composition arborée	pure ; mélangée	
9	Recouvrement arboré	rcvt_1 (≥25 %) ; rcvt_2 ([10,25%[) ; rcvt_3 ([3,10%[) ; rcvt_4 (<3%)	rcvt_1 (≥50 %) ; rcvt_2 ([25,50%[) ; rcvt_3 (<25 %)
10	Structure verticale	normale ; réduite ; thérophytisée	Complexe ; normale ; réduite
11	Hétérogénéité	H1 ; H2 ; H345	ht12 ; ht3 ; ht45
12	Rocher_vert	roch_vert_propre à faible (roch_1) roch_vert_moyen (roch_2) roch_vert_élevé (roch_3)	
13	P456	P456_1 (≤10) ; P456_2 (]10, 25]) ; P_456 (>25)	

Les descripteurs de la végétation (Tableau 3.1) renseignent sur la structure et la composition de la végétation pérenne (strate arborée et arbustive). *(i) Le recouvrement arboré (%)* est le rapport de la surface des projections verticales au sol des couronnes des arbres sur la surface totale de la placette. Il a été estimé par la charte d'estimation visuelle du taux de recouvrement de la végétation des forêts méditerranéennes (Godron *et al.*, 1983) (*annexe 3.3*). *(ii) Le recouvrement arbustif (%)*, également estimé par la charte de recouvrement (Godron *et al.*, 1983), est un élément essentiel du fonctionnement de l'écosystème. Il participe à la fixation et au maintien du voile aérien favorisant l'installation des espèces et au maintien des conditions hydriques dans ces zones à fort stress hydrique. *(iii)* La *hauteur arborée* de l'arbre abondant (m) a été mesurée par une perche télescopique. (iv) *La structure verticale (échelle semi-quantitative ordinale)* est l'architecture en profil de l'écosystème. Un peuplement possédant une structure complexe devrait être moins perturbé par les actions anthropiques utilisant les différentes strates de l'écosystème. L'hypothèse est que la structure de l'écosystème se simplifie lorsque la dégradation augmente. La structure des différentes stations rencontrées varie selon 4 catégories : complexe[6], normale[7], réduite[8], thérophytisé[9]. *(v) L'hétérogénéité* ou fragmentation du couvert ligneux *(échelle semi-quantitative ordinale) est l*argement utilisée en écologie du paysage. Ce descripteur renseigne la distribution spatiale du couvert végétal et la dynamique progressive de changement de l'occupation du sol (Garrigues, 2004). Ce processus, discret à moyen et long terme, crée des îlots de fertilité (*fertile island)* (Gardner & Steinberger, 1989), séparés par des espaces infertiles ou fortement anthropisés. L'hétérogénéité décrite par l'importance des trouées (*gaps)*, leur

[6] Structure verticale riche et sans passage claire entre les trois strates de l'écosystème. Nous distinguons le développement de deux strates arbustives haute et basse entre la strate arborée et herbacée.

[7] Importante réduction de la structure arbustive. Stratification selon le modèle : arborée+ arbustive basse +herbacée.

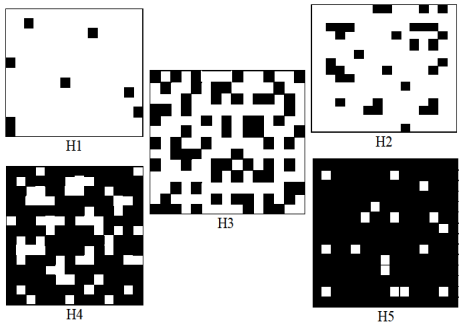
[8] Passage directe de la strate arborée à la strate herbacée annuelle. En été, l'écosystème est composé des arbres isolés. Stratification selon le modèle : arborée+ herbacée.

[9] La végétation est limitée aux espèces herbacées annuelles.

distribution et connectivité sont les descripteurs usuels de l'intensité des perturbations (Cordonnier, 2004). A l'échelle du peuplement, l'hétérogénéité spatiale augmente avec la dégradation jusqu'à un maximum au-delà duquel on assiste à une homogénéisation (Bassisty, 1998; Lambin, 1999). Un ensemble de motifs[10] de la structure horizontale de la végétation ligneuse à l'intérieur d'une placette a été développé pour cette étude. Ils tiennent comptent à la fois du taux de couverture de la placette par la végétation pérenne (arbres et arbustes) et de sa compacité (végétation éparse ou compacte), de l'importance des trouées (*gaps)* et de leur connectivité. (vi) *Le traitement sylvicole (variable semi-quantitative nominale)* est le régime de conduite du peuplement appliqué par l'administration de tutelle. Ces traitements répondent à différents objectifs de production de bois et permettent le développement de deux formes du peuplement arboré. Deux régimes existent : le taillis et la futaie sur souche. Chaque traitement sylvicole pourrait ainsi être l'objet d'une ou plusieurs utilisations distinctes ; par conséquent, il est possible d'y observer différents rythmes de dégradation. (vii) *L'état de développement (variable semi-quantitative ordinale)* est l'âge moyen de l'espèce forestière abondante. Ce descripteur est discrétisé en 3 modalités : jeune, adulte et vieux. Comme pour le traitement sylvicole, c'est une variable liée à la forme, les dimensions de l'arbre et les dérivés en bois. Elle pourrait présenter de fortes associations avec certains types de perturbations et de stades de dégradation.

---

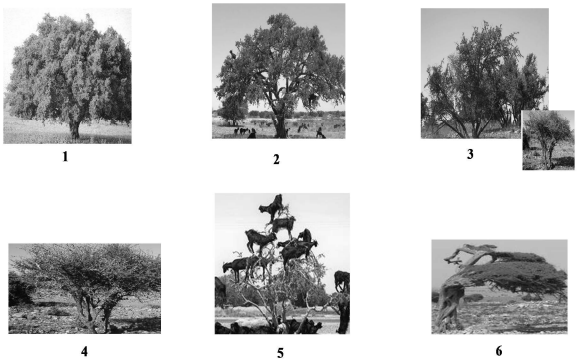
10 Motifs d'hétérogénéité (tâche blanches : sol nu ; tâches noires : végétation)



Quant aux manifestations de surexploitation sur la végétation, on distingue celles liées à l'intensité des prélèvements en bois (bois de feu ou de service) appelées « *mutilations* » et celles liées au surpâturage. Ces deux usages sont reconnus comme les principales perturbations des milieux naturels dans la zone (M'hirit *et al.*, 1998). Trois descripteurs ont été relevés : (i) *Les mutilations (variable semi-quantitative ordinale)* consistent à rapporter par placette sur une échelle de trois degrés, l'intensité de trois types de mutilation : écimage (Ø≤ 2 cm)/ébranchage (2< Ø≤5cm) (*mutil_1*), coupe de brins (Ø>5cm) (*mutil_2*), souches entièrement rasées (*mutil_3*). (ii) *Le profil du peuplement (%)*[11] est le pourcentage par placette, en termes de nombre d'arbre, de trois formes d'arbres (4, 5 et 6). Ces formes d'arganiers, désignées ci-après *P456,* sont des figures de la surexploitation, développées essentiellement comme conséquences des passages répétés des troupeaux de chèvre sur la même station. Plus la somme de leur part augmente dans le peuplement, plus la dégradation est dans un stade avancé. Ces prototypes (conformation) d'arbre ont été identifiés à partir des visites exploratoires des peuplements. Et, (iii) *Le nombre de rochers verts (variable semi-quantitative ordinale) :* correspond au comptage de tout arbre (arganier et oléastre) sans tronc développé, dont la forme ressemble à un coussinet suite aux passages répétés des troupeaux qui ont contraint le développement en hauteur de l'arbre. Chaque station est qualifiée, sur une échelle de trois degrés, selon l'abondance des rochers verts.

---

[11] Formes d'arbre (arganier)



Suivi de la dégradation qualitative

Les facteurs du milieu

Il s'agit de relever par placette les données synthétisées dans le tableau 3.2. *(i) La proximité (km)* est la distance par rapport aux habitations. Elle est largement reconnue comme déterminante dans la modélisation des facies de dégradation (Culmsee, 2004). *(ii)* Les facteurs édaphiques (profondeur du sol[12], type du substrat[13]) et topographiques (pente et exposition).

Tableau 3.2. Les facteurs du milieu mesurés par placette.

Variables		Modalités des variables
1	Proximité (m)	Proche (<500) ; assez_proche ([500,1000]) ; loin (>1000)
2	Densité des sentiers	sentier_faible (sent_1) ; sentier_moyen (sent_2) ; sentier_forte (sent_3)
3	Substrat	Calcaire ; grès-calcaire/grès ; dolomie
4	Profondeur du sol (cm)	Superficiel (<10) ; peu_profond ([10, 30]) ; profond (>30)
5	Exposition	Plat, S, W, E, N
6	Pente (%)	Classe_1 (<7 %), classe_2 (]7, 14]), classe_3 (]14, 30]), classe_4 (>30)
7	Mode de gestion coutumière*	agdal, mouchaa, MSA.
8	Score de la végétation	Moyenne de (NDVI – réflectance du rouge)

* variable propre à l'arganeraie. La tetraclinaie est gérée en forêt collectif à usage libre.

(iii) La densité de sentier (variable semi-quantitative ordinale) est un bon indicateur de l'intensité de visite d'une station par les troupeaux et les animaux transportant les

[12] Mesuré par une jauge pédologique.

[13] La nature du substrat est partagée en trois types (Benabid, 1976): calcaire, grés-calcaire/grés, dolomie. Leur détermination sur le terrain est basé l'observation de leurs texture (présence de silicates) et leur réaction avec l'acide chlorhydrique.

charges de bois de feu. La qualification d'une placette, sur une échelle de trois degrés, s'appuie sur les indications suivantes : la visibilité des lignes de parcours, le nombre et la régularité des sentiers, la présence des déjections des troupeaux, la charge caillouteuse mobilisée et l'entassement du sol. (iv) *Le mode de gestion* des espaces naturels est le système de règles du droit coutumier. Il règlemente l'accès aux ressources naturelles sur base de l'unité de gestion que constitue le village et son finage. Ces affectations des usages (MSA, Agdal et mouchaa) devraient être à l'origine de différents rythmes de dégradation.

Un autre facteur lié aux habitudes des usagers à se rendre sur le même endroit de la forêt pour la collecte de bois de feu et surtout pour le parcours qui se pratiquent généralement sur une boucle fermée autour de la bergerie. Ainsi, à pression égale, l'impact des perturbations est plus manifeste dans un peuplement ouvert et entamé par la dégradation qu'un peuplement au stade conservé. Ce dernier possède en effet une plus grande capacité à absorber les perturbations grâce à sa résistance et une plus active faculté de retour à l'état optimale (résilience) lorsqu'il est déplacé par une perturbation. Ce facteur, difficile à mesurer, a été évalué par une variable synthétique, *score de la végétation,* pour renseigner la masse végétale globale et son intégrité. Elle consiste à extraire par placette, les valeurs moyennes des écarts (NDVI – réflectance du rouge)[14] à partir des images SPOT enregistrées pendant l'été 2008 où la végétation est composée des seules espèces pérennes. L'écart (NDVI – réflectance du rouge) permet d'augmenter le contraste entre les peuplements relativement boisés et ceux entamés par la dégradation et dominés par le sol nu.

[14] Moyenne de l'écart [Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) – bande rouge] : avant de calculer les écarts pixel à pixel, le raster NDVI [-1 et 0.57] a été ré-échantillonné pour correspondre à l'échelle des réfléctances du rouge [0 et 255]. La moyenne des écarts (NDVI- réfléctance du rouge) est ensuite extraite par placette.

Suivi de la dégradation qualitative

Facies de dégradation (FD) comme variable dépendante

Le *FD*, variable à expliquer ou variable dépendante, est le stade de dégradation de l'écosystème. La définition de cette variable repose sur la reconnaissance *(i) du stade phytodynamique* (Benabid, 1994; 2000) et *(ii) du niveau de perturbation*. Pour cette étude, la série de dégradation a été simplifiée à trois stades correspondant à des unités phytodynamiques distinctes : *forêt/matorral arboré, matorral bas et thérophytes ou sols dénudés.* Le niveau de perturbation (« artificialisation » (Godron *et al.*, 1983)) qualifie sur une échelle de trois niveaux, l'écart entre le peuplement observé et l'écosystème de référence (les plus conservés dans la région) produit par l'influence de l'homme. C'est un indicateur essentiellement utile pour départager des situations ambigües lorsque le stade phytodynamique ne renvoie pas le stade réel de dégradation. Ces deux critères permettent d'assurer une dépendance entre les mesures des diverses variables mesurées par placette et le jugement élaboré par l'expert pour qualifier le *FD*.

Le *FD* a été défini par un seul opérateur (expert) pour assurer l'homogénéité des jugements dans l'ensemble de l'échantillon. Après prospections d'étalonnage, elle a été discrétisée en trois catégories ; *peu dégradé (PD), dégradé (D), très dégradé (TD) (*Tableau 3.3).

Tableau 3.3. Synthèse des correspondances entre stade phytodynamique, degrés de perturbation et état de dégradation.

Stade phytodynamique	Niveau de perturbation (« artificialisation »)	Stade de dégradation
Forêt/Matorral arboré	Faible	Peu dégradé
	Moyenne	Dégradé
	Élevée	Très dégradé
Matorral bas	Faible	Peu dégradé
	Moyenne	Dégradé
	Élevée	Très dégradé
Thérophytes et sols dénudés		Très dégradé

3. Méthodes

Pour tenir compte de la nature hétérogène des formations forestières (tetraclinaie, arganeraie), un diagnostic spécifique à chaque formation est mis en œuvre. En effet, considérer une seule fonction de probabilité pour l'ensemble de la zone semble donner plus d'importance à la composition spécifique des formations forestières et réduit le pouvoir discriminant des autres variables. Le diagnostic indépendant de chaque écosystème permet d'optimiser la fonction de probabilité et améliorer la prédiction des facies de dégradation. Ainsi, on distingue la tetraclinaie qui regroupe les écosystèmes à thuya pur et les mélanges thuya/arganier ou thuya/chêne vert. L'arganeraie regroupe, par contre, l'arganier pur et le mélange arganier/thuya.

La démarche proposée s'articule en trois étapes (Figure 3.1).

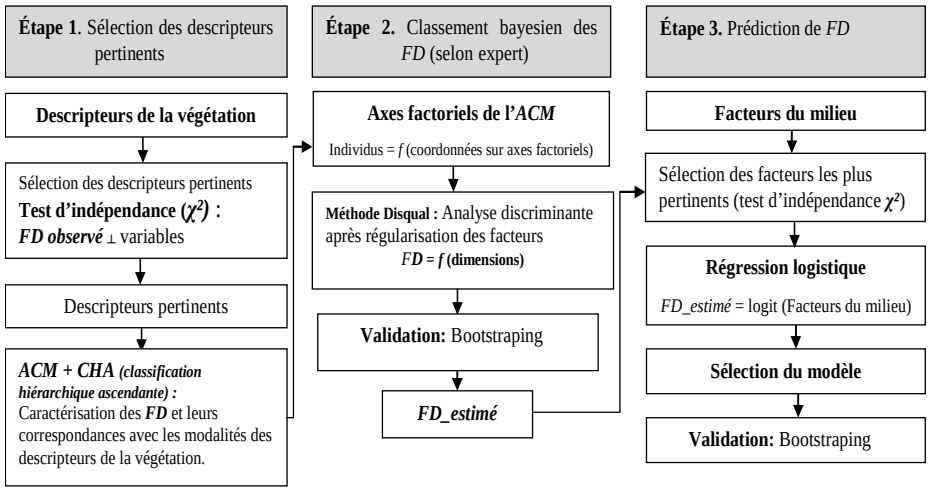


Figure 3.1. Diagramme de synthèse de l'approche méthodologique. (Étape 1 permet la sélection des descripteurs de la végétation et une caractérisation descriptive des stades de dégradation. Étape 2 calcul des fonctions discriminantes (classement probabiliste bayesien) permettant de s'affranchir de l'avis expert. Étape 3 prédiction des FD à partir des facteurs du milieu (modélisation logistique)).

Étape 1. Sélection des descripteurs de la végétation et caractérisation des facies de dégradation.

L'objectif de cette étape, dans un premier temps, est de sélectionner le sous-ensemble des descripteurs de la végétation qui permet d'expliquer efficacement la variable dépendante. La sélection des variables catégorielles est basée sur la statistique χ^2 du rapport de vraisemblance du test d'indépendance (*FD* ⊥ *descripteurs de la végétation*). La valeur de cette statistique comparée à la valeur χ^2 théorique permet de déterminer des *p valeurs exactes*. Les descripteurs sont ainsi ordonnés selon cette *p. valeur* qui exprime la force du lien avec la variable dépendante. Une fois que la première variable à considérer dans l'apprentissage du modèle est connue, la deuxième variable est arrêtée en mesurant χ^2 des tests d'indépendance conditionnellement à la première variable [(*FD* ⊥ *descripteurs de la végétation)* /

premier descripteur choisi]. Cependant, il est fréquent d'avoir des combinaisons à faibles effectifs dans la table de contingence croisant les modalités entre plusieurs variables polytomiques (nombre de catégories >2). Ainsi, l'ensemble des variables à maintenir, à ce stade, devrait être relativement large pour ne pas ignorer indûment des variables pertinentes.

Dans un second temps, il s'agit d'explorer, par le bais de l'analyse factorielle des correspondances multiples (*ACM*), les proximités et oppositions entre les modalités des descripteurs sélectionnés et les modalités de la variable dépendante *(FD)* introduite comme variable supplémentaire. Réalisée sur l'ensemble des parcelles, l'ACM permet de visualiser toutes les modalités des descripteurs sélectionnés sur le plan des axes factoriels (indépendants et quantitatifs) afin d'explorer les apparentés et de caractériser les modalités *FD*. Plus les modalités des variables sont proches et stables de celles de *FD*, meilleur est leur pouvoir prédictif. Ce sont autant d'indications pour confirmer le choix des descripteurs retenus pour renseigner le *FD*. La classification hiérarchique des individus et la segmentation des modalités des descripteurs dans ce nouvel espace (plan 1-2 des axes factoriels) a permis de déterminer, indépendamment de la variable *FD,* le nombre de classes potentielles.

Étape 2. Classement bayesien en FD par une approche basée expert.

Cette étape a pour objectif de s'affranchir de l'avis d'un expert pour qualifier le stade de dégradation (*FD_estimé*) d'une placette donnée sur la base des descripteurs mesurés de la végétation. L'analyse discriminante (*AD*), méthode paramétrique multivariée, a été utilisée pour reclasser les placettes caractérisées par un nombre limité de descripteurs de la végétation. Elle consiste à rechercher les combinaisons linéaires (fonctions discriminantes) de *n* variables explicatives, généralement continues, qui permettent de séparer au mieux les *k* classes (ou les trois stades de dégradation). Ces fonctions discriminantes permettent de calculer les probabilités et le classement *a posteriori* des individus. Une nouvelle variable cible, appelée ci-après *FD_estimé*, est alors estimée par le modèle des fonctions discriminantes. Le modèle suivant fournit le cadre inférentiel nécessaire à cette analyse.

Suivi de la dégradation qualitative

Soit k groupes, en proportion $p_1, p_2,...p_k$ dans la population totale et la distribution de probabilité du vecteur observation X= ($x_1, x_2,..., x_n$) donnée par la densité des variables explicatives dans chaque groupe j : $f(x/G = j)$.

Observant un point de coordonnées ($x_1, x_2,..., x_n$), la probabilité qu'il provienne du groupe j est donnée par le théorème de *Bayes* :

$$P(G_j|x) = \frac{p_j.f(x|G=j)}{\sum_{j=1}^{k} p_j.f(x|G=j)} \qquad (2.1)$$

(p_j= les probabilités *a priori* des groupes j ; $j = 1,...k$).

La règle de *Bayes* consiste à affecter l'observation x au groupe qui a la probabilité *a posteriori* maximale.

L'*AD* suppose la multinormalité des observations et l'égalité des matrices des covariances à l'intérieur de chaque classe. Ces hypothèses étant difficiles à satisfaire pour des variables semi-quantitatives, une analyse discriminante classique ne semble pas être la plus appropriée. La méthode *disqual* ou de régularisation par axes factoriels (Saporta, 2006) est une analyse discriminante classique à partir des coordonnées des individus sur les axes factoriels de l'*ACM (cf. étape 1)*. Dans la méthode *disqual*, les p variables catégorielles sont remplacées par m variables quantitatives et non corrélées correspondant aux facteurs de l'*ACM*. Une relative robustesse de la méthode fait que l'on peut employer des variables qui, à défaut de suivre exactement une loi normale, sont unimodales et à peu près symétriques. L'analyse discriminante a été réalisée selon deux méthodes : *(i)* méthode paramétrique bayésienne (*ADL*) et *(ii)* méthode non paramétrique du plus proche voisin (*NPR*) ne supposant aucune hypothèse sur la distribution des variables.

La régression logistique aboutit à des résultats similaires à ceux l'*AD*. Dans cette étape, le choix de l'*AD* est justifié par *(i)* le mode d'estimation : maximum de vraisemblance pour la régression logistique, moindres carrés pour l'*AD*. L'estimation par l'*AD* est plus précise que la régression logistique qui n'est qu'un maximum de

vraisemblance conditionnel qui ignore l'information sur les distributions des groupes. *(ii)* Il existe un cas pour la régression logistique où les estimateurs n'existent pas (non convergence), celui de la séparation linéaire complète. Ce cas est souvent obtenu en utilisant plusieurs ($\geq$2) variables polytomiques.

Étape 3. Prédiction des états de dégradation à partir des facteurs du milieu.

L'objectif de cette étape est de développer, à partir des facteurs du milieu les plus pertinents, un modèle de prédiction de l'état de dégradation et d'estimation des odds ratios (rapports de cotes). Le modèle de régression logistique est un modèle multivarié souvent appelé pour cette fonction de probabilité (Agresti, 2007; Hosmer & Lemeshow, 2000). Il permet de calculer des fonctions de réponse logits comme relation linéaire des facteurs du milieu. Contrairement à l'analyse discriminante, la régression logistique n'exige pas la normalité de la distribution des prédicteurs, ni l'homogénéité de leur variance. A pouvoir explicatif sensiblement équivalent, on choisit les modèles parcimonieux. Ainsi, avant d'être soumis à la régression logistique, le nombre des facteurs du milieu à utiliser est arrêté selon leur association (test du rapport de vraisemblance) avec la variable cible.

La régression logistique nominale, ou des logits généralisés (generalized logits), permet d'estimer une fonction de réponse pour chacune des modalités de la variable dépendante (FD), sans tenir compte de son caractère ordinal. Il s'agit de chercher la probabilité, $P\,(Y = j/X = x)$, que l'individu soit dans la classe j sachant qu'on a l'observation x (facteurs du milieu).

La modélisation des probabilités discrètes est obtenue sous la contrainte : $\sum_{j=1}^{k} p_j = 1$. Une fois déterminées k – 1 probabilités, la dernière est donc connue. Pour tenir compte de cette contrainte, un groupe témoin (g) est considéré. Ensuite, on modélise non pas $P(Y = j/X = x)$ mais le rapport de cette probabilité à la probabilité témoin [$\frac{P(Y = j|X = x)}{P(Y = g|X = x)}$], appelé odds ratio. Ce rapport, dans sa forme logarithmique (logits), est relié aux variables explicatives X via la fonction (2) :

$$ln\frac{P(Y=j|X=x)}{P(Y=g|X=x)} = f(x) = \alpha_j + \beta_{1j}x_{1+} \ldots\ldots + \beta_{pj}.x_p \qquad (2.2)$$

α_j, β_{pj} : les paramètres du modèle à estimer.

P : l'ensemble des variables (continues) et indicatrices des variables discrètes (*P= 1,…p*).

On déduit la probabilité que l'observation *i* appartient au groupe *j* :

$$P(Y = j|X = x_i) = \frac{e^{(\alpha_j + \beta_{1j}x_{1+} \ldots\ldots + \beta_{pj}x_p)}}{1 + \sum_{j=1}^{k-1} e^{(\alpha_j + \beta_{1j}x_{1+} \ldots\ldots + \beta_{pj}x_p)}} \quad ; \quad j = 2, \ldots k. \qquad (2.3)$$

La méthode du maximum de vraisemblance est utilisée pour estimer les paramètres du modèle (α_j, $\beta_{pj.}$) et calculer les rapports de cotes (*odds ratio*) des facteurs étudiés *conditionnels* à un état de référence.

4. Validation

Le Bootstraping (*BTS*) est une méthode de ré-échantillonnage utilisée pour l'estimation des performances d'un classificateur de discrimination (Isaksson *et al.*, 2008). Il permet des estimations non biaisées des erreurs de prédiction et des paramètres de comparaison entre modèles (J. Fu, 2005). La validation *BTS* (k =200 réplications) a été implémentée afin d'étudier les performances des modèles, l'estimation de l'erreur et des intervalles de confiance. Elle consiste à produire de manière aléatoire avec tirage et remise k réplications de l'échantillon d'apprentissage. Les k réplications possèdent la même taille que l'échantillon d'apprentissage. Le *BTS* est souvent appelé pour gérer la parcimonie de l'échantillon des observations lorsqu'il n'est pas possible de subdiviser l'échantillon en deux parties respectivement pour l'apprentissage et pour la validation.

5. Résultats

5.1. Sélection des descripteurs de la végétation et caractérisation des facies de la dégradation

Le tableau 3.4 donne l'ordre des descripteurs de la végétation selon leur association avec la variable *FD*.

Tableau 3.4. Les résultats du test d'indépendance (*FD* ⊥ variables). (Les descripteurs retenus pour l'analyse sont surlignés en gris)

Tetraclinaie		Arganeraie	
Variable	**Test du rapport de vraisemblances**	**Variable**	**Test du rapport de vraisemblances**
Coupe brin	5.75E-36	P456	2.09E-40
Souche rasée	1.97E-35	Recouvrement arboré	6.89E-39
Hétérogénéité	3.88E-28	Rochers verts	4.13E-34
Ebranchage	8.16E-27	Hétérogénéité	1.27E-18
Recouvrement arboré	1.81E-20	Souche rasées*	3.14E-15
Structure verticale	2.55E-19	Coupe brin	4.74E-12
Recouvrement arbustif	7.73E-09	Structure verticale	7.43E-12
Hauteur arborée	5.41E-07	Ecimage	7.43E-09
Etat développement*	0.0059	État développement	5.54E-05
Composition arborée	0.3841	Hauteur arborée*	0.0013
Traitement sylvicole*	0.9247	Traitement sylvicole	0.0792
		Recouvrement arbustif*	0.4561
		Composition aborée*	0.9069

*test χ^2 du rapport de vraisemblances non valide (effectif attendu ≤ 5), pour ces descripteurs, leur ordre a été confirmé par le *test exact de Fisher*.

Pour la tetraclinaie, les descripteurs *« composition arborée »* et *« traitement sylvicole »* n'agissent pas sur l'explication de la variable cible (p. valeur non significative). Les p. valeurs des quatre premiers descripteurs (*coupe de brins, souche*

rasée, hétérogénéité et ébranchage) se distinguent des autres. Elles constituent le sous-ensemble le plus associé à la variable dépendante. Le recouvrement arboré, reconnu par plusieurs auteurs comme un bon indicateur de la dégradation des forêts, est aussi retenu dans ce sous-ensemble. Les variables discriminantes des facies de dégradation se répartissent de par leur nature en deux composantes : (i) les *trois types de mutilations* à l'échelle de l'individu pour traduire les manifestations des prélèvements de bois, et (ii) l'*hétérogénéité* et le *recouvrement arboré* à l'échelle du peuplement pour mesurer l'état ou la consistance du peuplement et de la végétation pérenne en général.

Pour l'arganeraie, on observe une forte décroissance dans les p. valeurs à partir du quatrième descripteur. Le sous-ensemble retenu pour le reste de l'analyse est constitué des 4 premiers descripteurs comme les plus associés à *FD*. Comme pour la tetraclinaie, ces variables retenues se répartissent en deux composantes, la première (*P456 et la densité des rochers verts*) mesure la pression des usages, essentiellement le surpâturage et la seconde (*recouvrement arboré et hétérogénéité*) reflète l'état de la végétation.

5.2. Caractérisation des facies de dégradation

Les figures 3.2 et 3.3 donnent les principaux résultats de l'*ACM :*

- *La tetraclinaie :* l'*ACM* a fait ressortir 10 facteurs ordonnés selon leurs valeurs propres de la variance. Les trois premiers axes expriment 61.8% de la l'inertie totale du nuage des placettes. L'axe 1 traduit le processus extrême de dégradation, il oppose les facies « *très dégradé* » de celui « *peu dégradé* ». Quant à la deuxième dimension, elle apporte une information complémentaire de la séparation du nuage en distinguant les facies *« dégradé »* de celle *« très dégradé »*. À l'exception de la modalité *rcvt_2* qui chevauche les facies *« dégradé »* et *« très dégradé »*, toutes les modalités des variables étudiées sont systématiquement appariées avec les modalités de la variable cible, et elles se trouvent en isolats chacune sur un quadrant du plan 1-2 (Figure 3.2-a). Ceci conforte en partie le choix des descripteurs discriminants au départ. La classification hiérarchique du nuage des individus (Figure 3.2-b) et la

segmentation des 15 modalités (Figure 3.2-c) font ressortir 3 classes potentielles dans le plan 1-2. La dégradation, dans la tetraclinaie, est traduite par les perturbations de coupes illégales de bois et par la continuité du voile végétal mesuré plutôt par l'hétérogénéité de la végétation pérenne que par le recouvrement arboré.

- *L'arganeraie :* parmi les 9 facteurs indépendants de l'*ACM*, les trois premiers expliquent 56,21% de la variance totale du nuage et de l'information globale. La dispersion des individus dans l'arganeraie est relativement plus importante que dans la tetraclinaie. La figure (3.3-a) illustre les proximités et les oppositions entre les modalités des variables sur le plan 1-2. L'axe 1 traduit le processus de dégradation et oppose les facies *« très dégradé »* au faciès *« peu dégradé »*. Le deuxième axe est formé par les contributions des facies au stade de dégradation intermédiaire *« dégradé »*. Il permet la différenciation des modalités chevauchant les facies *« peu dégradé »* et *« dégradé »*. La segmentation par classification (Figure 3.3-b) distingue 5 classes. Le tableau (Figure 3.3-c) donne une synthèse des appariements entre les modalités des variables.

La classe 2 présente un chevauchement des facies « *peu dégradé »* et *« dégradé »*. Elle regroupe les modalités *rcvt2* ([10, 25[) et *H2*, qui peuvent exister dans les deux facies de dégradation, avec les modalités *rocher vert_1* et *P456_1* souvent rencontrées dans les stations peu dégradées. Les descripteurs *rocher vert* et *P456* sont alors déterminants pour départager les placettes de la classe 2 entre les facies *« peu dégradé »* ou *« dégradé »*. La classe 5, composée des modalités *rcvt_4* et *H1*, reflète les placettes extrêmement dégradées. Elle a été regroupée avec la classe 4 des facies très dégradés (*rcvt_3* ([3, 10[), *roch_3*, *P456_3*). En effet, la variable *recouvrement arboré* avec quatre modalités (*rcvt4*) devrait être la cause de la détection de la cinquième classe composée des placettes à hétérogénéité *H1*.

Globalement, les facies de dégradation semblent être mieux appréhendés par le sous-ensemble sélectionné des descripteurs de la végétation dans la tetraclinaie que dans l'arganeraie. Les facies de dégradation dans cette dernière possèdent de nombreuses caractéristiques communes, engendrant des limites diffuses. Ceci rend leur séparation

délicate, essentiellement entre les facies dégradés et peu dégradés. L'arganeraie est gérée en forêt rurale fort domestiquée et perturbée par les usages et subit une dégradation généralisée sur l'ensemble de son territoire. Cette dégradation est portée essentiellement par les perturbations de surpâturage traduite par les variables *P456* et *rocher-vert.* La typologie en facies de dégradation doit se baser en plus de ces deux variables de surexploitation, sur la variable *recouvrement arboré,* indicateur de l'état du peuplement pour départager les situations de confusion.

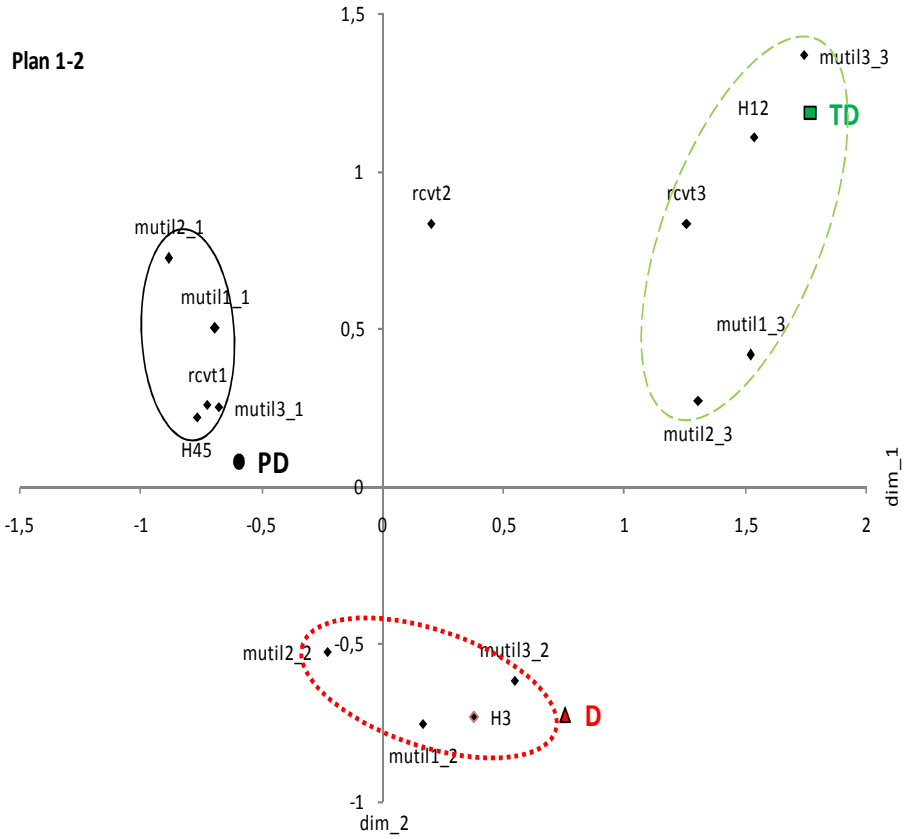


Figure 3.2-a. Représentation des coordonnées des modalités des descripteurs sur les axes factoriels (1-2) de l'*ACM*. La variable cible (*FD*) est une variable supplémentaire

qui n'entre pas dans le calcul des axes factoriels. Cas de la tetraclinaie. (Voir aussi figure 3.2-b ; tableau 3.2-c).

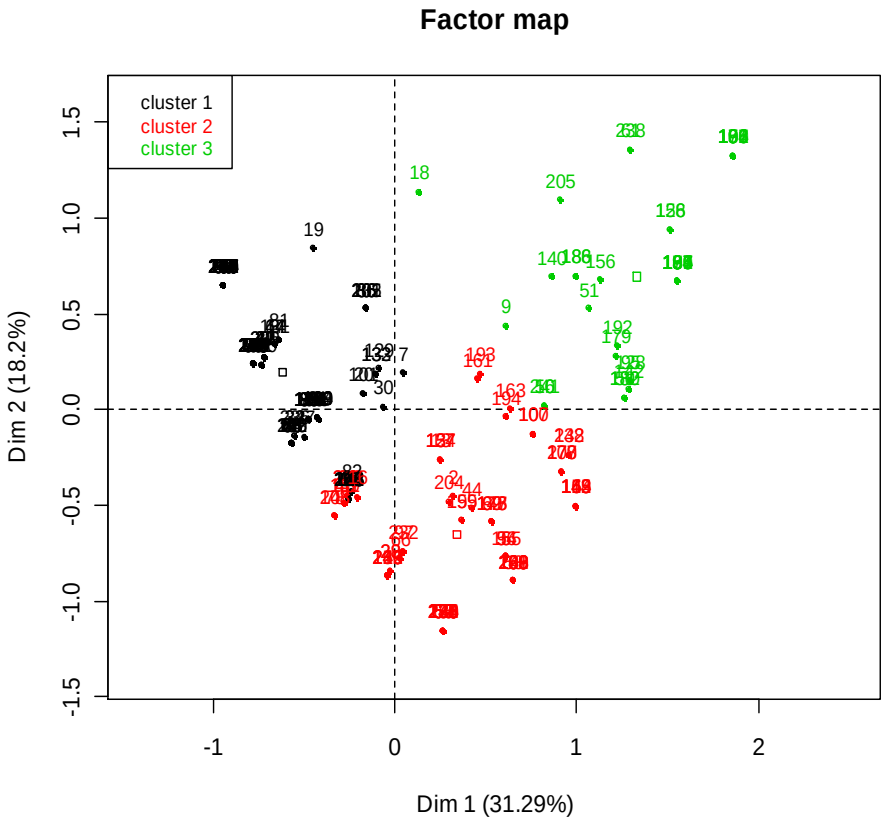


Figure 3.2-b. Résultat de la classification hiérarchique (*CAH*) des individus dans la plan factoriel (1-2) sur la base de leurs coordonnées dans l'espace des modalités des descripteurs de la végétation et indépendamment de la variable *FD*. Dans le cas de la tetraclinaie, la *CAH* fait ressortir automatiquement trois classes potentielles définies par les appariements des modalités des descripteurs (Tableau 3.2-c).

Tableau 3.2-c. Résultat de segmentation des modalités des descripteurs sur le plan factoriel (1-2) et leur correspondance avec celles de la *FD* (variable supplémentaire).

Classes	Modalités	FD correspondant
1	ébranchage_faible (mutil1_1), souche_rasee_faible (mutil3_1), rcvt_1, H45, coupe_brin_faible (mutil2_1),	peu dégradé (PD)
2	ébranchage_moyen (mutil1_2), souche_rasee_moyen (mutil3_2), coupe_brin_moyen (mutil2_2), rcvt_2, H3,	dégradé (D)
3	ebranchage_eleve (mutil1_3), coupe_brin_eleve (mutil2_3), souche_rasee_eleve (mutil3_3), H12, rcvt_3	très dégradé (TD)

Figure 3.2. Résultats de l'*ACM* et de la classification hiérarchique : cas de la tetraclinaie (3.2-a, 3.2-b, 3.2-c).

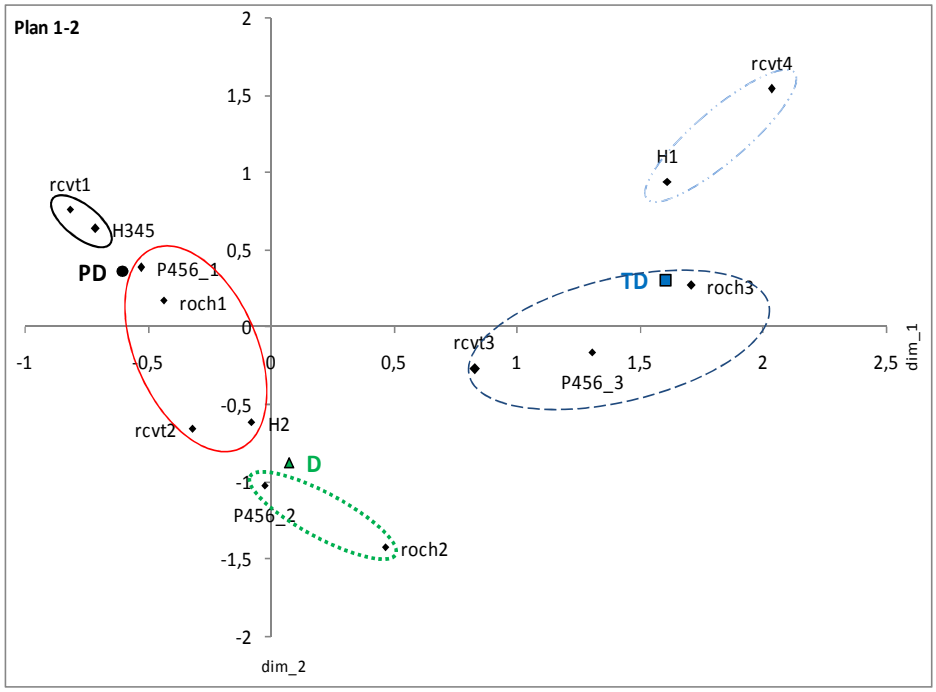


Figure 3.3-a. Représentation des coordonnées des modalités des descripteurs sur les axes factoriels (1-2) de l'*ACM*. La variable cible (*FD*) est une variable supplémentaire qui n'entre pas dans le calcul des axes factoriels. Cas de l'arganeraie. (Voir aussi figure 3.3-b ; tableau 3.3-c).

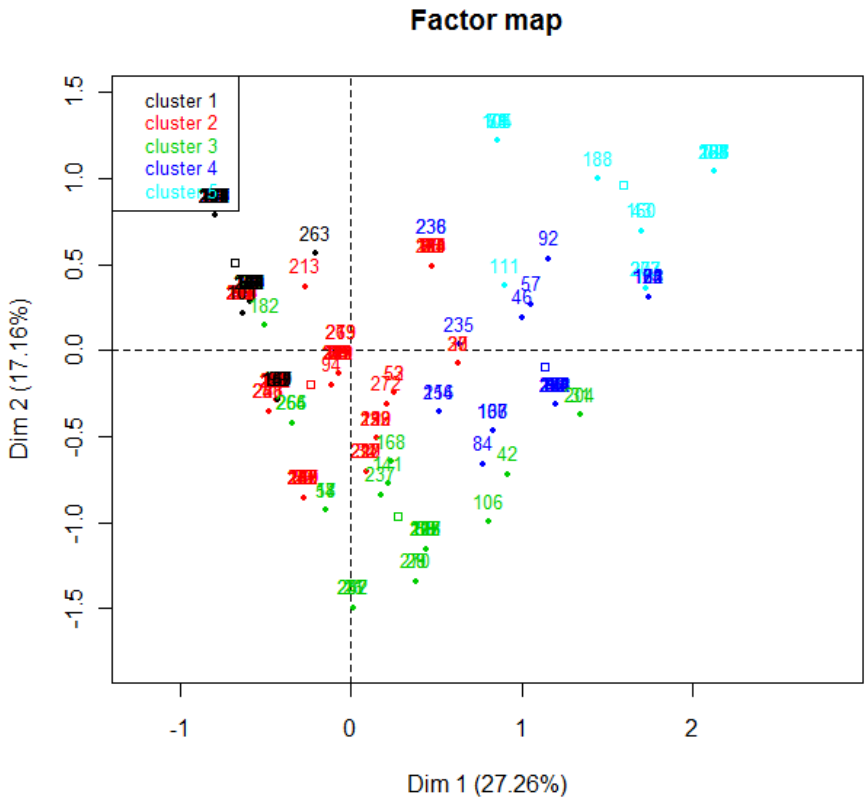


Figure 3.3–b. Résultat de la classification hiérarchique (*CAH*) des individus dans la plan factoriel (1-2) sur la base de leur coordonnées dan l'espace des modalités des descripteurs de la végétation et indépendamment de la variable *FD*. Dans le cas de l'arganeraie, la *CAH* fait ressortir automatiquement cinq classes potentielles définies par les appariements des modalités des descripteurs (Tableau 3.3-c).

Tableau 3.3-c. Résultat de segmentation des modalités des descripteurs sur le plan factoriel (1-2) et leur correspondance avec celles de la FD (variable supplémentaire).

Classes	Modalités	FD correspondant
1	rcvt_1, H345	peu dégradé
2	roch_1, P456_1, rcvt2, H2	chevauchement entre 'peu dégradé' 'et dégradé'
3	roch_2, P456_2,	dégradé
4	roch_3, P456_3, rcvt3,	très dégradé
5	rcvt4, H1	

Figure 3.3. Résultats de l'*ACM* et de la classification hiérarchique : cas de l'arganeraie (3.3-a, 3.3-b, 3.3-c).

Tableau 3.5. Fonctions discriminantes linéaires.

Tetraclinaie				Arganeraie			
	Peu dégradé	**Dégradé**	**Très dégradé**		**Peu dégradé**	**Dégradé**	**Très dégradé**
Intercept	-1.18	-2.97	-11.31	Intercept	-1.53	-1.9	-6.61
mutil1_1	0.0189	-0.4032	0.8218	roch1	0.1939	-0.1039	-0.395
mutil1_2	-0.0369	0.4085	-0.7293	roch2	-0.4861	0.4081	0.773
mutil1_3	-0.0229	0.2156	-0.3594	roch3	-0.5098	0.1369	1.2397
mutil2_1	0.0841	-0.2168	0.005	P456_1	0.3492	-0.2001	-0.6924
mutil2_2	0.3179	-0.5093	-0.7047	P456_2	-0.539	0.3162	1.06
mutil2_3	-0.6557	1.1615	1.1957	P456_3	-0.4347	0.2515	0.8565
mutil3_1	0.6658	-0.8663	-1.9371	rcvt1	0.4525	-0.4698	-0.5865
mutil3_2	-0.77	1.1136	1.984	rcvt2	0.1751	0.2246	-0.8337
mutil3_3	-0.5566	0.2496	2.7068	rcvt3	-0.5734	0.1445	1.417
rcvt1	0.1043	0.0023	-0.6183	rcvt4	-0.8235	0.1275	2.1504
rcvt2	-0.0947	-0.0501	0.6733	H1	-1.5188	-0.6025	0.8529
rcvt3	-0.0831	0.0435	0.3865	H2	-0.0605	0.2289	-0.0985
ht12	0.1179	-0.6258	0.7424	H345	0.8985	-0.1153	-0.2575
ht3	-0.0715	0.4003	-0.5035				
ht45	0.0095	-0.1161	0.2149				

Tableau 3.6. Erreur de resubstitution pour le classement avec les deux méthodes de l'*AD.*

	Tetraclinaie				Arganeraie			
	Peu dégradé	Dégradé	Très dégradé	Échantillon total	Peu dégradé	Dégradé	Très dégradé	Échantillon total
ADL	0.069	0.242	0.111	0.117	0.068	0.308	0.173	0.155
NPR	0.057	0.290	0.111	0.1210	0.108	0.231	0.173	0.155

Tableau 3.7. Estimation par *BTS* des erreurs de classement.

	Tetraclinaie				Arganeraie			
	Peu dégradé	Dégradé	Très dégradé	Échantillon total	Peu dégradé	Dégradé	Très dégradé	Échantillon total
ADL	0.070	0.282	0.192	0.135	0.077	0.334	0.201	0.171
±IC	±0.003	±0.010	±0.015	±0.003	±0.004	±0.012	±0.009	±0.004
NPR	0.070	0.267	0.205	0.133	0.071	0.285	0.146	0.144
±IC	±0.002	±0.010	±0.016	±0.003	±0.004	±0.011	±0.009	0.004
p. valeur Test de comparaison de moyennes (ADL vs NPR)	P=0.87	P=0.09	P=0.28	P=0.42	P=0.13	P <.0001	P<.0001	P=<.0001

5.3. Typologie en FD sur la base des descripteurs de la végétation : approche basée expert

Dans la méthode *Disqual*, les fonctions discriminantes sont formulées à partir des facteurs des correspondances multiples (*ACM) (annexe 3.4).* Leur formulation en fonction des variables d'origine est obtenue en calculant le pseudo-inverse *(annexe 3.5)* de la matrice des coordonnées de ces dernières dans l'espace des dimensions factorielles (Tableau 3.5). Les paramètres estimés (β_i) permettent de mesurer les corrélations entre les modalités des descripteurs et les *FD.*

Le tableau 3.6 synthétise les résultats de classements, erreur de resubstitution ou apparente, des deux méthodes (*ADL, NPR*) à partir des données d'apprentissage.

La reconnaissance du stade de dégradation (*FD*) des placettes est mieux établie dans la tetraclinaie, taux d'erreur entre 11.7 % et 12.1 %, que dans l'arganeraie, taux d'erreur égal à 15.5 %. Ceci est dû à ce que les nuages des placettes à l'intérieur des classes *FD* sont plus dispersés dans l'arganeraie que dans la tetraclinaie. On note également des taux d'erreur élevés dans la classe *« dégradé »* aussi bien dans la tetraclinaie (24.2 %) que dans l'arganeraie (30.8 %). Ceci est du à ce que certaines placettes provenant de facies *« peu dégradé »* ont été classées erronément dans le facies *« dégradé »*. Cette confusion provient du chevauchement entre les profils de distribution et des gammes proches des valeurs des attributs de la végétation entre ces deux facies de dégradation adjacents. Les facies *« peu dégradé »* et *« très dégradé »* sont par contre bien discriminés. *L'indice Kappa* varie entre 0.775 ±0.07 et 0.664 ± 0.08 respectivement pour la tetraclinaie et l'arganeraie. Suivant le classement de Landis and Koch (1977), le Kappa de notre exemple aurait été considéré bon (0.61 à 0.8). Globalement, les résultats trouvés restent satisfaisants et confortent le choix des descripteurs de la végétation utilisés au départ pour construire la typologie des facies de dégradation qualitative.

Le tableau 3.7 donne les résultats de validation par *Bootstraping* (*BTS*) afin d'avoir une mesure non biaisée de la qualité du modèle et de la stabilité de son erreur.

Le taux d'erreur estimé par *BTS* est de 13.5 % ± 0.3 pour la tetraclinaie et varie entre 14.4 % ± 0.4 (*ADL*) et 17.1 % ± 0.4 (*PNR*) pour l'arganeraie. Les valeurs des intervalles de confiance (IC pour α=0.05) montrent que la variabilité de cette erreur semble maitrisée avec les modèles élaborés. Du point de vue des performances des deux méthodes (*ADL vs NPR*), la comparaison des moyennes du taux d'erreur montre que la différence entre les deux méthodes est non significative (*« peu dégradé » : p=* 0.8740 ; *«dégradé »* : *p=0.0892*; « très dégradé » : *p= 0.2767* au seuil *α=0,05)* dans le cas de la tetraclinaie. Dans le cas de l'arganeraie, bien que la différence entre les deux taux d'erreur semble faible (2.7%), l'hypothèse d'égalité des moyennes est fortement rejetée à l'exception du facies *« peu dégradé »* (*p=* 0.1260 au seuil *α=0.05)*. Les erreurs enregistrées au niveau du facies *« très dégradé »*, entre 20.1 % et 14.6 %, restent néanmoins tolérables pour les deux méthodes de classement. Le facies *« dégradé »* possède une grande dispersion, des limites diffuses et il est plus difficile à discriminer contrairement aux facies *« peu dégradé » ou « très dégradé »*. Ces résultats rejoignent ceux mis en évidence au niveau de la classification hiérarchique qui a identifié 5 classes où chacun des deux facies *« dégradé »* et *« très dégradé »* étaient divisés entre 2 classes.

5.4. Prédictions des facies de dégradation à partir des facteurs du milieu.

L'hypothèse d'égalité des pentes entre les fonctions logits des trois facies de dégradation étant rejetée (*p<.0001*), c'est la régression logistique polytomique nominale (*generalized logits*) qui est choisie sans tenir compte du caractère ordinal de la variable dépendante. Il semble plus approprié que chaque facies de dégradation possède sa propre fonction de probabilité et que les distances entre les trois facies ne soient pas égales.

Le test d'indépendance a permis de sélectionner les facteurs directement reliés à l'exercice des usages (densité de sentier, proximité et mode de gestion coutumière). Les facteurs du milieu, qui traduisent les conditions physiques ou hydriques de la station (substrat, et profondeur du sol, pente et exposition), s'avèrent moins explicatifs des *FD.* En effet, la région étudiée est assez homogène vis-à-vis de ces

conditions. De surcroît, l'approche stratifiée de collecte de données (tetraclinaie, arganeraie) a également contribué au contrôle de la variabilité de ces facteurs. Ce résultat confirme davantage le constat que la dégradation dans les milieux arides et semi-arides est essentiellement engendrée par les activités anthropiques que par les facteurs naturels (Aronson *et al.*, 1993; Yin & Zhao, 2012).

Les trois premiers facteurs explicatifs, ayant une forte association avec la variable dépendante, sont retenus et donnés dans le tableau 3.8 (surligner en gris). L'ajustement des modèles est mis en œuvre à partir de ces facteurs, selon une sélection pas à pas, pour prédire l'état de dégradation (*FD*) par le biais d'une relation logistique.

Le tableau 3.9 donne les étapes d'introduction dans la phase d'apprentissage. Les trois facteurs expliquent significativement (p<0.004) la variable dépendante. La sélection pas à pas montre qu'en présence du facteur *« densité de sentier »* sélectionné à la première étape, la variable *« score de la végétation »* possède un pouvoir explicatif plus important que les facteurs *« proximité »* ou *« mode de gestion »* sélectionnés dans la troisième étape.

Tableau 3.8. Les résultats du test d'indépendance (*FD* ⊥ facteurs). Les facteurs retenus sont surlignés en gris.

Tetraclinaie		Arganeraie	
Facteurs	**p. valeur**	**Facteurs**	**p. valeur**
Densité sentier	7.11E-23	Densité sentier	1.19E-31
Score de la végétation	7.673E-23	Mode gestion/utilisation	4.379E-20
Proximité	2.38E-22	Score de la végétation	2.653E-4
Profond sol	2.79E-15	Pente	0.0015
Exposition	0.1048	Profondeur du sol*	0.0017
Substrat*	0.2483	Proximité*	0.0093
Pente	0.5159	Substrat*	0.0615
		Exposition	0.1280

*test χ^2 du rapport de vraisemblances non valide (effectif attendu ≤ 5), pour ces facteurs leur ordre a été confirmé par le *test exact de Fisher*.

Tableau 3.9. Résumé de la sélection pas à pas des facteurs explicatifs.

Tetraclinaie					Arganeraie				
Étape	**Effet Saisi**	**ddl**	**Khi² du score**	**Pr > Khi²**	**Étape**	**Effet Saisi**	**ddl**	**Khi² du score**	**Pr > Khi²**
1	Densité sentier	4	192.79	<.0001	1	Densité sentier	4	147.56	<.0001
2	Score végétation	2	67.23	<.0001	2	Score végétation	2	15.26	0.0005
3	Proximité	4	17.45	0.0016	3	Mode de gestion	4	15.25	0.0042

Suivi de la dégradation qualitative

Les performances des modèles ajustés sont synthétisées dans le tableau 3.10. Pour la tetraclinaie, le modèle est composé des effets principaux, les interactions du deuxième et troisième degré étant non significatives. Pour l'arganier, le modèle le plus complet (M2) est composé des effets principaux des trois facteurs et de l'interaction du troisième degré.

Par souci de simplicité, nous retenons le modèle M1 donnant le meilleur ajustement qui semble être satisfaisant pour le cas de l'arganeraie, voire excellent pour le cas de la tetraclinaie. Les marges acceptables des erreurs calculées sur les coefficients des fonctions logistiques (β_j) traduisent la stabilité des estimations obtenues par ces modèles (*annexe 3.6*).

La validation (*BTS)* des performances du meilleur modèle (M1) (Tableau 3.11) confirme la robustesse de ce modèle avec des intervalles de confiance étroits sur les critères d'évaluation pour les deux types d'écosystèmes.

Odds ratio et signification

Les coefficients *(β_j)* du modèle logistique s'interprètent en termes d'*OR*[15] (*OR*). Ils mesurent l'effet d'un facteur du milieu en termes de chance de réalisation d'un état de dégradation donné. Les tableaux 3.12 et 3.13 donnent les valeurs des *OR* pour chaque variable et leur intervalle de confiance (α = 0.05) respectivement pour la tetraclinaie et l'arganeraie.

Des exemples d'interprétation sont donnés ci-après.

---

15 Odds ratio pour l'effet d'une variable *X* est le rapport du rapport entre la probabilité d'avoir la réponse (*FD = « peu dégradé » ou « très dégradé »*) et la probabilité d'avoir la réponse de référence (*FD = D*) dans le cas où $X = x_i$ et dans le cas où $X = x_{i'}$. Les odds ratio ≥ 0.

Tableau 3.10. Comparaison entre les performances des modèles pour la tetraclinaie et pour l'arganeraie.

Tetraclinaie	AIC[16]	% bien classé	R^2_{adj}
M1 (proximité ; densité de sentier ; score végétation)	246.26	80.24	0.814
Arganeraie			
M1 (mode de gestion ; densité de sentier ; score végétation)	408.74	69.10	0.531
M2 (mode de gestion ; densité de sentier ; score végétation ; interaction)	390.08	71.27	0.604

(Les paramètres des modèles et leur intervalle de confiance sont donnés en annexe 3.6).

Tableau 3.11. Performance du modèle M1.

	% bien classé (±IC)	R^2_{adj} (±IC)	Kappa (±IC)
M1 (tetraclinaie)	80.73 (±0.004)	0.823 (±0.003)	0.594 (±0.09)
M1 (arganeraie)	70.00 (±0.428)	0.537 (±0.011)	0.459 (±0.007)

16 Akaike Information Criterion (AIC): est le critère le plus utilisé pour la sélection du modèle optimal (Agresti, 2002).
Il donne un jugement sur la qualité de l'ajustement des données observées.
AIC = -2 (maximized log likelihood – number of parameters in model)

Suivi de la dégradation qualitative

Exemple 1. OR de l'effet proximité (loin vs proche|PD)

$$= \frac{\pi\,(\text{loin}|\text{PD}) \big/ \pi\,(\text{loin}|\text{D})}{\pi\,(\text{proche}|\text{PD}) \big/ \pi\,(\text{proche}|\text{D})} = 10.138$$

Une station de thuya loin des agglomérations a 10 fois plus chance (10.138) d'être « *peu dégradé* » plutôt que *« dégradé »* par rapport à une station proche.

Exemple 2. OR de l'effet proximité (*loin vs assez proche |PD*) = 10.138/1.264 = 8.09 signifie qu'un peuplement thuya loin des villages à 8 fois plus de chance d'être *« peu dégradé »* que *« dégradé »* par rapport à un peuplement assez proche.

Exemple 3. OR de l'effet mode de gestion *(agdal vs MSA |PD*) = 0.267 : un peuplement géré en *« MSA »* à 4 $[(0.267)^{-1} = 3.7]$ fois plus de chance d'être *« peu dégradé »* que *« dégradé »* par rapport à un peuplement géré en « *agdal* ».

Exemple 4. OR de l'effet mode de gestion *(agdal vs mouchaa |PD)*= 0.267/0.167 = 1.6 : un peuplement géré en « a*gdal »* a 1.6 fois plus de chance d'être *« peu dégradé »* que *« dégradé »* s'il était géré en « *mouchaa* ».

Exemple 5. Une augmentation de 20 unités du score de la végétation d'une station « *dégradé* » de tetraclinaie augmentera 2.5 fois (2.626) sa probabilité d'être *« peu dégradé »*.

Exemple 6. Une diminution de 20 unités du score de la végétation d'une station « *dégradé* » de la tetraclinaie n'augmentera pas ses chances pour être *« très dégradé »* $[(0.856)^{-1}$ =1.17 fois].

Tableau 3.12. Estimation des rapports de cotes (OR) : cas de la tetraclinaie.

Tetraclinaie					
Effet	**Modalités**	**FD**	**OR**	**Intervalle de confiance de Wald à 95 %**	
proximité	assez proche / proche	PD	1,264	0,488	3,269
proximité	assez proche / proche	TD	0,459	0,143	1,479
proximité	loin / proche	PD	10,138	2,660	38,639
proximité	loin / proche	TD	1,781	0,324	9,805
densité_sentier	sent_1 / sent_3	PD	>999.9	>999.9	>999.9
densité_sentier	sent_1 / sent_3	TD	0,182	0,023	1,414
densité_sentier	sent_2 / sent_3	PD	>999.9	694.155	>999.9
densité_sentier	sent_2 / sent_3	TD	0,037	0,008	0,174
score végétation		PD	1,049	1,029	1,071
(*20 unités)			(2,626)		
score végétation		TD	0,992	0,982	1,003
(*20 unités)			(0,856)		

La classe de référence est la classe ''D''.

Tableau 3.13. Estimation des rapports de cotes (OR) : cas de l'arganeraie.

Arganeraie					
Effet	**Modalités**	**FD**	**OR**	**Intervalle de confiance de Wald à 95 %**	
densité_sentier	sent1 / sent3	PD	8,578	2,087	35,251
densité_sentier	sent1 / sent3	TD	0,013	0,002	0,107
densité_sentier	sent2 / sent3	PD	8,571	2,139	34,335
densité_sentier	sent2 / sent3	TD	0,089	0,033	0,242
mode de gestion	agdal / MSA	PD	0,267	0,07	1,013
mode de gestion	agdal / MSA	TD	0,677	0,067	6,816
mode de gestion	mouchaa / MSA	PD	0,167	0,039	0,709
mode de gestion	mouchaa / MSA	TD	2,275	0,215	24,039
score végétation		PD	1,037	1,013	1,062
(*20 unités)			(2,064)		
score végétation		TD	0,983	0,953	1,013
(*20 unités)			(0,705)		

La classe de référence est la classe ''D''.

En plus de l'utilité de ces modèles dans la prédiction du stade de dégradation pour une nouvelle observation en fonction d'un nombre limité de facteurs du milieu (3 variables), l'estimation des OR permettent de mesurer l'effet d'un facteur donné (mode de gestion) en passant d'une modalité à l'autre pour décider de quelle action encourager [ex. OR (mouchaa vs agdal|PD) = 1.6 ou (MSA vs agdal |PD) = 4 ou (MSA vs mouchaa|PD) = 6, on conclut que les « MSA » jouissent d'une protection quatre fois plus grande que les « agdals » à leur tour relativement mieux protégés que les « mouchaa »].

Le suivi de l'évolution des OR dans une série chronologique peut aussi constituer un système d'information quant à la dynamique de changement de l'état de dégradation ou de conservation des formations forestières. Rakotomalala (2009) avait démontré que l'OR possède la propriété d'être invariant par rapport au mode d'échantillonnage. Ainsi, il peut être utilisé comme un étalon de renseignement sur la dynamique de dégradation en comparant les matrices des odds estimés par deux échantillons d'une étude diachronique. A titre d'exemple, au temps t, l'*OR* (*loin vs proche /PD*) = 10 au temps t + 1, cet *OR* devient 5. On pourait conclure qu'il y a une dynamique de généralisation de la dégradation qui touche les peuplements loin auparavant mieux épargnés et qui ressemblent de plus en plus aux peuplements proches. *OR* (*agdal vs mouchaa /PD*) passe de 1,6 à 1 entre le temps t et t+1, devant l'égalité des chances entre *« agdal »* et *« mouchaa »*, on conclut que la gestion coutumière ne joue plus son rôle pour la protection des peuplements d'arganier.

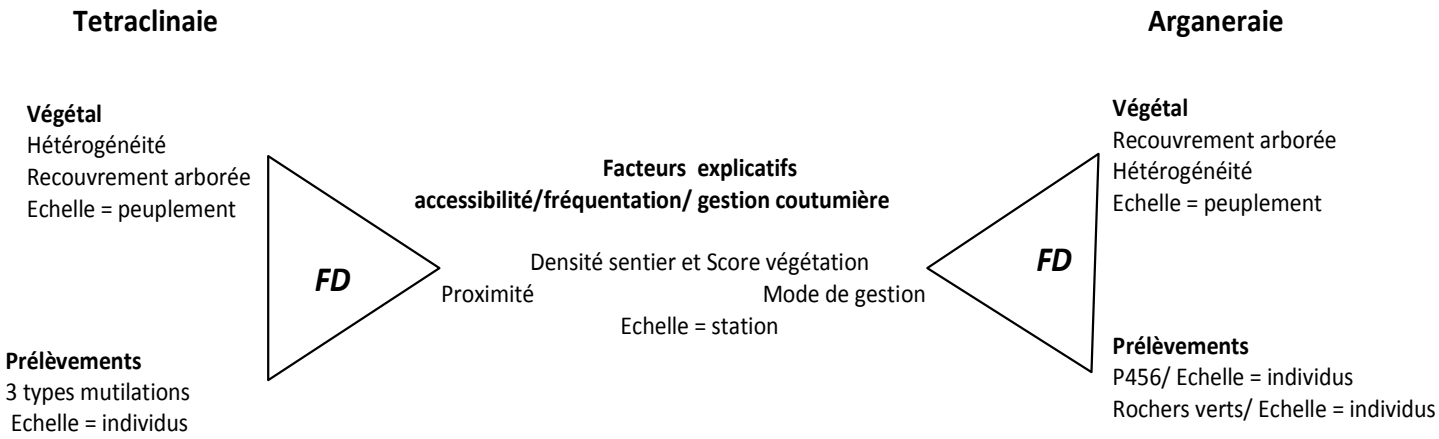


Figure 3.4. Triangle socio-écologique de suivi des facies de dégradation.

6. Discussion

Trilogie socio-écologique de qualification de la dégradation qualitative.

Dans l'ensemble de ce travail, il ressort que le suivi de la dégradation qualitative des milieux forestiers ouverts doit se baser sur l'observation de trois composantes principales mesurant : (i) l'état de la végétation, (ii) les prélèvements et services offerts par ces écosystèmes naturels et (iii) les facteurs sociaux agissant dans leur environnement (Figure 3.4).

Cette trilogie, observée à trois échelles hiérarchiques (individus, peuplement et leur environnement), permet un diagnostic complet pour une qualification du stade de dégradation. La décomposition du complexe socio-écologique reprend les particularités de chacune des formations végétales afin d'optimiser cette évaluation. En effet, pour la tetraclinaie, c'est l'intensité des prélèvements en bois de service et de bois de feu qui prime comme indicateur de sur-usage et des manifestations directes des prélèvements. La surexploitation de l'arganeraie se manifeste plutôt par le surpâturage à travers l'abondance des formes « *P456* » des arganiers. L'état du végétal est évalué par la variation du couvert arboré (hétérogénéité) pour la tetraclinaie dont la végétation pérenne est souvent constituée au moins de deux strates (arborée et arbustive). Dans l'arganeraie, l'architecture verticale de la végétation pérenne étant réduite à sa composante arborée, c'est le *« recouvrement arboré »* qui traduit l'état du végétal au lieu de son *« hétérogénéité »*. Les facteurs du milieu traduisant l'environnement social de la station sont représentés par *« la densité des sentiers »* et la *« proximité »* des tetraclinaies par rapport aux habitations rurales et par le mode de gestion et d'utilisation des parcs arganiers.

En effet, le thuya colonisant les massifs montagneux forme des topo-séquences dont la dégradation est négativement corrélée avec la distance qui les sépare des agglomérations rurales. Cette toposéquence de facies de dégradation n'est pas retrouvé dans l'arganeraie. Elle est brisée par deux facteurs d'origine anthropique : l'interférence des systèmes de gestion coutumière (*MSA, agdal, mouchaa*) et

l'éclatement des habitations dans ces plateaux d'arganiers. L'unité d'organisation de l'espace, façonnée par le système de gestion coutumière, constitue le motif reproduit autour des agglomérations rurales.

La typologie élaborée renvoie à l'existence d'une pression contrastée, selon le type du couvert forestier, de deux perturbations principales, le surpâturage et la coupe de bois. La pratique de pâturage étant généralisée à toutes les forêts des Haha, exerce une pression néfaste plus prononcée dans l'arganeraie que dans la tetraclinaie. La situation est inversée pour la coupe de bois, où c'est la tetraclinaie qui absorbe l'essentiel des prélèvements en bois. En combinant ce résultat de dominance de perturbation par formation à celui de la sélection pas à pas des facteurs du milieu (Tableau 3.9), il apparait que le facteur de fréquentation de la station pour une utilisation donnée traduit par la *densité des sentiers* est le premier facteur introduit dans le modèle et le plus déterminant dans la discrimination des *FD*. Les facteurs de *proximité* et de *gestion coutumière*, bien qu'ils agissent significativement sur la dynamique de dégradation, leur explication de la variance résiduelle des modèles reste inférieure à celle apportée par le facteur *Score de la végétation* qui traduit la résilience écologique de la station et son capacité à absorber les pressions des prélèvements.

Prédiction des facies de dégradation : commentaires sur l'approche méthodologique

Les méthodes classiques d'évaluation de la dégradation, basées sur les inventaires de la biodiversité ou utilisant les méthodes phyto-sociologiques pour la distinction des séries de végétation issues d'un même processus de dégradation, sont menées à partir de l'observation de placettes et transects permanents installées à une échelle locale. L'approche méthodologique utilisée dans cette étude a permis un diagnostic régional et rapide à partir d'une stratégie d'échantillonnage et des analyses multivariées des variables semi-quantitatives. Elle pourrait être utilisée, par comparaison des matrices des odds ratios, pour un suivi diachronique de la dynamique de dégradation qualitative qui caractérisent les milieux ouverts. Les performances des résultats sont dues, d'une part, au développement de variables propres à chaque formation

forestière et aux principales perturbations dues à l'exploitation et à l'exercice des droits d'usage. D'autre part, l'approche de sélection des variables en amont de la phase d'apprentissage du modèle a permis de circonscrire les plus pertinentes à suivre et d'écarter celles qui sont bruitées.

La méthode *disqual* a permis de discriminer les FD sur la base des mesures semi-quantitatives des descripteurs de la végétation. Les modèles de classement élaborés possèdent des performances satisfaisantes et permettent de s'affranchir de l'avis d'un expert pour qualifier le stade de dégradation d'une station donnée. La régularisation des variables sur les axes factoriels de l'ACM confère une certaine robustesse à la méthode, en dehors de la vérification de l'hypothèse de multi-normalité. Elle permet, par opposition à la modélisation logistique, qui souffre du problème de dispersion des données, de combiner un plus grand nombre de variables semi-quantitatives pour minimiser l'erreur du classement. Elle répond aussi au souci de la sélection des variables les plus discriminantes, où les tests conditionnels de mesure d'association deviennent fragiles à cause de la présence dans les tables de contingence de cellules à faible effectif. La modélisation logistique produit, par contre, des résultats à interprétation facile et permet de mesurer l'effet de chaque facteur dans la détermination des FD.

La prédiction à partir des facteurs du milieu est acquise dans le cas de la tetraclinaie où les classes de FD sont expliquées par les facteurs de proximité et de fréquentation (densité de sentiers). Elles sont relativement consolidées autour de ces deux facteurs. Dans le cas de l'arganeraie, la consolidation des classes de dégradation est moins évidente. C'est un espace de parcs forestiers fort domestiqués par les riverains où la diversité des situations rencontrées lui confère un caractère fort hétérogène et rend moins prévisible son état de dégradation. Une seconde stratification par mode de gestion, pour prendre les particularités locales, pourrait permettre une meilleure maîtrise de l'erreur de prédiction.

Correspondance entre les facies de dégradation et les modes de gestion coutumière

La gestion contrastée des espaces naturels se traduit par différents types et intensités de perturbation selon le statut de protection imposé par la communauté villageoise. L'arganeraie pure dans les plateaux des Haha est essentiellement gérée en *agdal* à l'exception des vallées encaissées et des zones à accès difficile. Différents états de dégradation (Figure 3.5) sont rencontrés dans ces espaces. Rarement forts dégradés (10.3 %), l'état des *agdals* oscille entre les facies peu dégradés (57.1 %) et dégradés (32.6%). Malgré leur statut privilégié de protection, les *agdals* sont des espaces surpâturés à ambiance forestière extrêmement simplifiée et à dynamique naturelle (absence de régénération naturelle) en état stationnaire. Ils constituent le réservoir sur pied des ménages en termes d'unités fourragères et à moindre intensité comme source de bois de feu. Ce résultat ressort également au niveau des *odds ratios* (*ex. 3 ; ex.4*) qui montrent une légère différence entre *agdal* et *mouchaa*. Les *agdals* les mieux protégés sont observés sur des peuplements isolés par des bandes de cultures (céréaliculture) installées par leurs usagers et sur des terrains clôturés, en cours de privatisation. La situation ambiguë des *agdals* gérés par les ménages et appartenant aux espaces domaniaux n'est pas parfaitement favorable à leur préservation. Les paysans hésitent à investir énergie et moyens techniques pour la préservation d'un espace qui ne leur appartient pas statutairement, bien qu'ils en revendiquent l'exploitation exclusive.

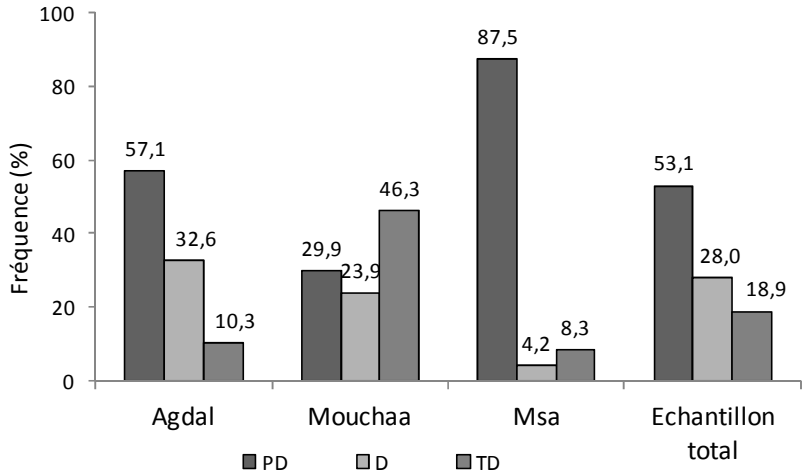


Figure 3.5. Distribution des facies de dégradation selon le mode de gestion de l'arganeraie (a*gdal, mouchaa, MSA*) (n= 275).

Le *mouchaa* englobe toutes les forêts à arganier en mélange avec le thuya, ainsi que les arganeraies pures désignées collectives par la population. Ils se situent généralement loin des agglomérations rurales ou sur terrains accidentés. Il s'agit de terrains à gestion collective en absence de toute règle de protection contre le pâturage ou toute autre forme de revendication. De surcroît, les droits de jouissance de la législation spéciale de l'arganeraie rendent légales un plus grand nombre de pratiques qui aggravent leur état de dégradation. La distribution des facies de dégradation montre que ces terrains sont à 54% peu dégradés à dégradés et localement très dégradés à hauteur de 46%.

Les *MSA,* généralement peu dégradées, sont des agro-écosystèmes dont l'ambiance forestière est fort perturbée par l'installation des céréalicultures, et souvent mis en défens. Ces espaces jouissent d'une protection rapprochée limitant leur surexploitation qui se manifeste sur plusieurs de leurs attributs : propre en *rochers verts*, propre des mutilations des coupes de bois, faible densité de sentiers, leurs peuplements sont constitués d'arbres bien venants. Elles possèdent cependant un recouvrement arboré extrêmement ouvert (<10 %) et une hétérogénéité (H1 et H2)

fort rencontrés dans les peuplements très dégradés. *In fine*, les *MSA* constituent des espaces (agro-systèmes) spéciaux.

En conclusion, la typologie en fonction du mode de gestion de l'espace arganeraie permet de relever de légères tendances de dégradation entre les trois affectations de l'espace arganeraie. Cependant, des situations intermédiaires existent et demandent de considérer ce déterminant (mode de gestion coutumière) avec précaution.

Les forêts tetraclinaies, domaniales à usage libre, sont soumises aux droits d'usage, plus restrictifs que les droits de jouissance appliqués dans les forêts d'arganier. Il n'est permis que d'y pâturer et d'y ramasser le bois mort. Aucun système de privatisation n'y est possible, ce sont donc des forêts qui ne bénéficient que de la protection de l'administration de tutelle. Le constat est que l'intensité des pressions subies par ces milieux (pâturages, coupes illégales, *etc.*) dépend avant tout de l'éloignement et de l'accessibilité du peuplement arboré par rapport à des zones habitées.

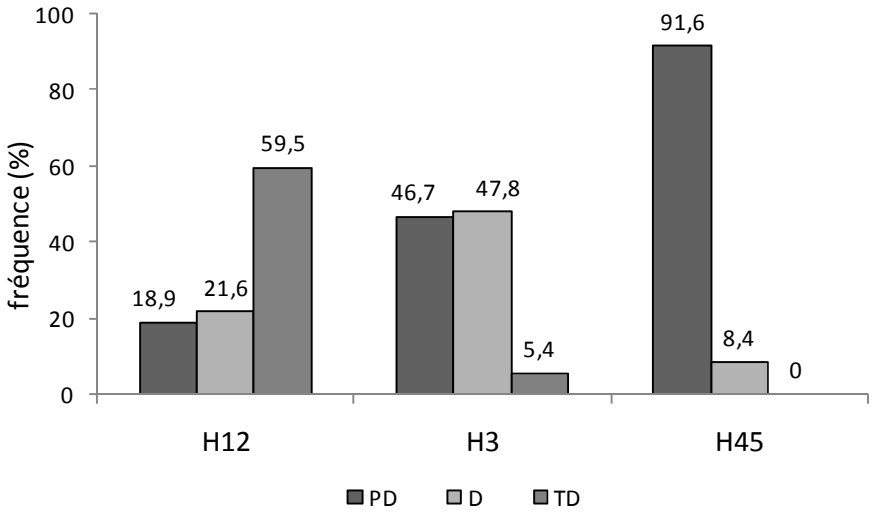


Figure 3.6. Distribution de l'hétérogénéité des tetraclinaies ⊥ faciès dégradation.

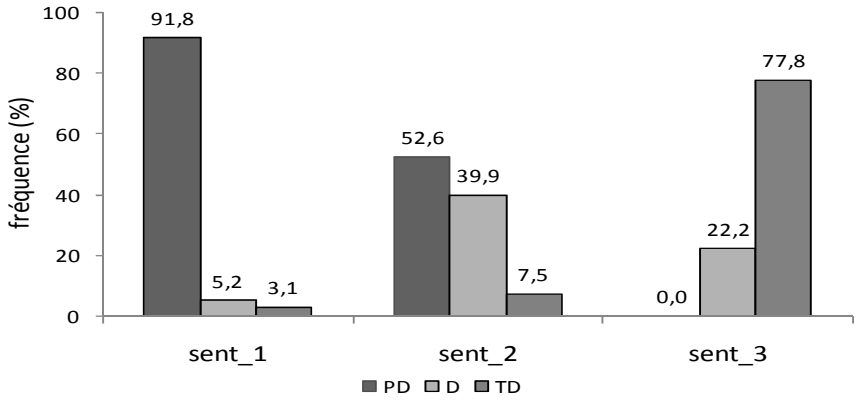


Figure 3.7. Distribution de la densité des sentiers des tetraclinaie ⊥ facies dégradation.

Les stations à couvert végétal homogène et continu sont dominées par un facies peu dégradé à hauteur de 92 % à l'inverse des stations à couvert végétal épars dominées (60 %) par les facies très dégradés (Figure 3.6). Les stations lointaines et peu fréquentées sont moins perturbées et peu dégradées (92%) par rapport à celles forts parcourues par les usagers (Figure 3.7). Les tetraclinaies proches des habitations subissent conjointement la pression de surpâturage et des besoins quotidiens en bois de feu, celles plus éloignées et bien développées sont recherchées pour la coupe de brin de gros calibre (perches) ou pour le dessouchement pour les loupes recherchées par les artisans.

7. Conclusion

Le suivi de la dégradation à partir des seuls indicateurs des changements en surface et de la densité des arbres n'est pas suffisant pour refléter les pressions anthropiques et l'état de la dégradation qualitative des forêts d'arganier. Les relevés écologiques, sur placettes permanentes observées à une échelle locale et ne permettant pas le changement de l'échelle spatiale, constitue le principal inconvénient de ces approches. Néanmoins, la modélisation de la dégradation qualitative de ces écosystèmes à une

échelle régionale, par des approches holistiques de mesures et d'analyses multivariées, a permis de construire un système de caractérisation et de suivi rapide de ce phénomène à la fois discret et continu longtemps ignoré.

Le diagnostic écologique d'une station, qu'elle soit dans la tetraclinaie ou l'arganeraie, pour la qualification de son stade de dégradation doit se baser sur la mesure des trois composantes du système socio-écologique : *(i)* l'état du peuplement (végétal), *(ii)* les manifestations de surexploitation (biens et services) et *(iii)* de son accessibilité ou affectation dans le système de gestion coutumière. L'observation intégrée de ce système socio-écologique permet de définir les principaux facteurs de dégradation, de mesurer leur poids et dont la combinaison permet de produire des indicateurs de prédiction et d'évaluation de la dynamique de dégradation de ces écosystèmes forestiers ouverts à forts impacts anthropiques.

Dans la tetraclinaie, l'hétérogénéité de la végétation pérenne et de la proximité aux habitations sont les principaux déterminants des facies de dégradation (FD). Le régime des perturbations est dominé par les prélèvements en bois. Sans cette forêt, l'arganeraie des Haha aurait été différente.

Les facies de dégradation dans l'arganeraie sont moins prévisibles en raison de leur état semi-naturel (« domestic forest ») et de la diversité des situations socio-écologiques à cause de la forte influence de l'homme. Ils sont liés au recouvrement arboré, à l'abondance des profils arborés dégradés et au mode de gestion coutumière. Le pâturage dans l'arganeraie est le vecteur dominant du régime de perturbation. Les *agdals* et les mises en culture sous arganier, qui profitent d'un statut de protection par les usagers, sont des espaces relativement moins touchés par la dégradation. Leur *odds ratio* (*rapport de chance*) d'être peu dégradés en comparaison à des espaces à usages communs (*mouchaa*) se situent respectivement à 1.6 et 6 fois. L'exactitude des modèles développés atteint 80.73 % (±0.004) pour la tetraclinaie et 70 % (±0.428) pour l'arganeraie.

Ce système de diagnostic et de caractérisation des FD peut être incorporé dans le cadre de planification de l'utilisation du sol, du suivi du paysage, de l'étude d'impact

et de l'analyse des scénarii à l'échelle régionale. Cependant, en raison de la complexité des structures de dégradation et du niveau du détail recherché, toute tentative de spatialisation risque de devoir faire des hypothèses simplificatrices pour relier des variables « *proxys* » spatialisables au système socio-écologique de diagnostic de la dégradation qualitative.

Chapitre 4

GDEM ASTER et SRTM : Qualité et Exactitude dans les plateaux des Haha.[17]

Résumé

La qualité d'un Modèle Numérique d'Altitude (MNA) dépend des données qui ont servi à sa génération et de leur résolution, du processus d'élaboration et de la nature du relief. Ces facteurs introduisent une imprécision (incertitude) dans les MNA qui constitue une caractéristique de leur qualité. L'évaluation de ces erreurs est un élément important pour tout projet SIG et détermine dans une grande mesure leur réussite ou leur échec.

Ce travail contribue à l'étude de la qualité de deux MNA (GDEM ASTER et SRTM) à usage libre. L'approche méthodologique a permis de combiner (1) l'évaluation qualitative des paramètres topographiques bruts et élaborés et (2) l'estimation de l'exactitude des deux MNA en utilisant des points de contrôle et des profils d'altitude de grande précision. Les résultats démontrent que les deux produits, GDEM et SRTM, souffrent d'une incertitude en altitude (*rmse*) respectivement égale à ± 9,8 m et ± 11,8 m. Ces valeurs de l'incertitude sont doublées sur les versants à pentes raides (>45%). Eu égard à sa résolution spatiale et à son exactitude, une bonne qualité des paramètres topographiques est achevée à partir du GDEM ASTER. Ce dernier constitue, ainsi, la première source d'altitude de qualité disponible à 30 m de résolution et potentiellement à l'échelle de la planète.

---

[17] Adapté de l'article : El Wahidi F., Mounir F., Defourny P., 2011. GDEM ASTER et SRTM : Qualité et exactitude dans les plateaux des Haha. Géo Observateur N°19 du Mai/2011, 55-78 (ISSN 113-4410).

Quelle source d'altitude ?

1. Introduction

Toutes les disciplines scientifiques impliquant des études de la surface terrestre exigent des données topographiques comme l'élévation, la pente et l'orientation (Hirano *et al.*, 2003). Elles sont de plus en plus utilisées dans différents domaines comme la modélisation de la lave volcanique (Huggel *et al.*, 2008), le suivi du changement de terrain en haute montagne (Kääb, 2002) et la modélisation des flux hydrologiques (d'Ozouville *et al.*, 2008). Le développement des systèmes spatiaux d'observation de la terre a permis l'émergence de nouvelles méthodes de génération plus rapides et permettant d'obtenir des Modèles Numériques d'Altitude (MNA) plus grands et plus homogènes que les méthodes topographiques classiques (photogrammétrie ou interférométrie aérienne) et avec une résolution spatiale satisfaisante pour plusieurs applications opérationnelles.

Cependant, chaque donnée MNA est entachée d'inexactitude en fonction de l'origine et la résolution des données qui ont servi à sa génération (Chirico, 2004) ou du mode de génération (Wise, 2007). L'évaluation de l'inexactitude du MNA est très importante pour sa validation (Audenino, 2004) et son effet sur les projets SIG est souvent peu considéré en détail (Foote & Huebner, 1995; Wechsler, 2007).

Au-delà de cette problématique générale de la qualité des MNA, aucune donnée topographique de grande résolution et de bonne exactitude n'existe pour la région des Haha (Province d'Essaouira, Maroc). Le SRTM[18] (Shuttle Radar Topography Mission) à 90 m de résolution spatiale et les courbes de niveau des cartes topographiques étaient les seules sources d'altitude disponibles pour la zone. Récemment, le GDEM[19] (Global Digital Elevation Model), issu des images ASTER, a été mis librement en ligne (juin 2009). Il constitue la première source d'altitude disponible à 30 m de résolution pour la zone. Son utilisation à une échelle régionale ou locale implique l'évaluation de sa qualité globale et de son exactitude sur la base

[18] MNA SRTM : appelé dans le texte SRTM.

[19] GDEM ASTER : appelé dans le texte GDEM.

de différentes sources de données de validation. Le GDEM a été évalué aux USA et au Japan avec des données de grande précision (National Geodetic Survey GPS on Benchmark GPS locations au USA ; GPS Earth Observation Network System au Japan) et rarement en Afrique (METI/NASA/USGS, 2009). Cette étude vient, ainsi, répondre à l'appel de l'équipe de validation du GDEM (METI/NASA/USGS, 2009) à considérer ce produit à titre expérimental avant de le valider dans d'autres points du globe.

Plusieurs travaux d'évaluation de l'exactitude du GDEM et du SRTM (Tableau 4.1) ont confirmé que ces deux types de données d'altitude sont équivalents. Leur exactitude mesurée par la *rmse (root-mean-square error)* varie entre ± 7 à ± 38 m. L'écart important entre ces valeurs du *rmse,* dû à la diversité des situations du relief et des données de validation, rend difficile l'évaluation globale de la qualité de ces deux sources de données (GDEM et SRTM). Une étude locale de leur qualité s'impose avant chaque type d'utilisation.

L'objectif de ce travail est d'estimer la valeur locale que prend la *rmse* et de voir la qualité des variables topographiques générées à partir de ces deux sources de données d'altitude à l'échelle des plateaux des Haha. Les performances obtenues détermineront la meilleure source de données d'altitude pour caractériser les propriétés topographiques des stations de l'arganeraie.

2. GDEM et SRTM: deux MNA en accès libre

Le SRTM a été produit en février 2000 lors de la mission de la navette spatiale à passage unique InSAR (Interferometric Synthetic Apertur Radar). Pour la première fois, un MNA de haute qualité a été réalisé avec deux résolutions spatiales de 30 m (1 arc seconde) et 90 m (3 arc secondes). Il couvre une aire comprise entre 60°N et 54°S correspondant à 80 % de la surface du globe (Rabus *et al.*, 2003; van Zyl, 2001). Fourni en format geotiff et en degré décimal, le SRTM a été mis en libre accès depuis 2003 par la NASA (National Aeronautics and Space Administration) à l'échelle du globe, et pour les USA, respectivement en 90 m et 30 m de résolution spatiale.

Quelle source d'altitude ?

Actuellement, la version 4 du SRTM est améliorée en remplaçant les vides (no data) et les masses d'eaux par des valeurs estimées par des méthodes d'interpolation. Le SRTM est approprié pour la cartographie à l'échelle régionale (1/100 000).

Le GDEM, mis en ligne le 29 juin 2009 par METI/NASA[20], constitue la première source d'altitude à 30 m de résolution spatiale pour tout le globe (entre 83°N et 83°S). Il est élaboré par un processus automatique (stéréogrammétrie) à partir des images ASTER selon deux angles de prise de vue. Le GDEM est livré au format geotiff selon des dalles de 1° de côté. Les pixels à valeurs aberrantes, ou couverts par les nuages sont remplacés par une valeur moyenne issue de plusieurs scènes empilées. Pour notre région d'étude, située en zone bioclimatique semi-aride, des images exemptes de nuages sont fréquemment acquises et ne présentent aucun problème de corrélation dans le stéréogramme (couple stéréoscopique d'une paire d'images).

Ces deux sources d'élévation sont référencées en coordonnées géographiques latitude/longitude sur l'ellipsoïde WGS84, l'altitude est rattachée au géoïde EGM96. (Jarvis *et al.*, 2008; METI/NASA/USGS, 2009).

Les données SRTM

Le MNA issu d'interférométrie peut être généré à partir des images SAR (Synthetic Apertur Radar) acquises par les satellites ERS, ENVISAT, RADARSAT and ALOS. Il présente l'avantage, en relation avec la nature des données radar, d'être opérationnel dans toutes les conditions climatiques. Les ondes radar pénètrent sous les nuages et les zones ombragées, où les ondes optiques ne sont pas efficaces. Pour la mission SRTM, à passage unique, les deux images sont acquises simultanément via deux antennes séparées : la première (antenne principale) envoie et reçoit le signal, la deuxième est un simple récepteur. Cette dernière est située à une distance (*Baseline*) de 60 m par rapport à l'antenne principale (Figure 4.1). Le principe de la technologie

[20] METI: Ministry of Economy, Trade and Industry of Japan. *NASA:* National Aeronautics and Space Administration

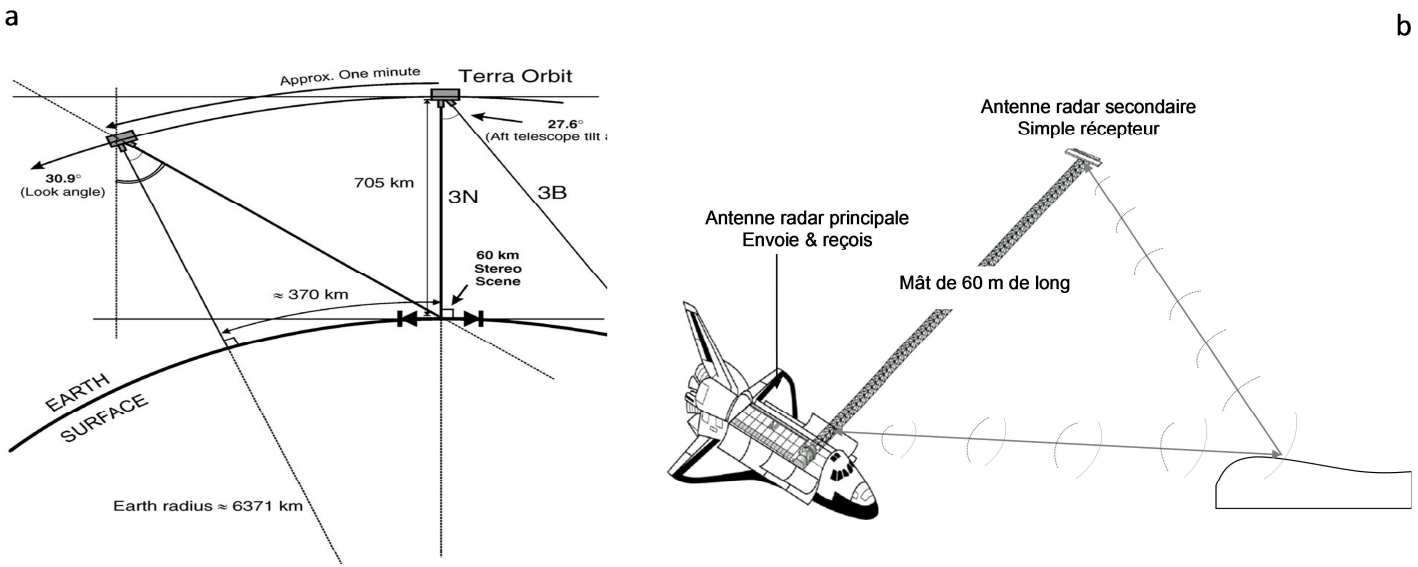


Figure. 4.1. Diagramme simplifié de la prise de vue du capteur ASTER (a) et de la navette spatiale SRTM (b). (adapté de Hirano et al. (2003)).

Quelle source d'altitude ?

InSAR est de générer l'interférogramme à partir des images SAR, qui n'est que la différence de la phase du signal de deux images radar cohérentes. Les différences de phase peuvent ensuite être associées à des variations d'altitude pour tous les points de la fauchée et permettre ainsi la construction d'un modèle numérique d'altitude.

Les données ASTER

Le capteur ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) à bord du satellite Terra, lancé en 1999 par la NASA, fournit des images dans 14 bandes spectrales. Trois dans le VNIR (visible et proche infrarouge (NIR)), 5 bandes Short-Wave Infrared (SWIR) et 6 bandes dans le Thermal InfraRed (TIR) à une résolution spatiale respectivement égale à 15 m, 30 m et 90 m (Abrams, 2000). L'orbite du satellite Terra se trouve à 705 Km d'altitude, la largeur de la fauchée d'ASTER au sol est de 60 km. Les images stéréo sont enregistrées uniquement en proche infrarouge (bandes 3N et 3B : 0.78 à 0.86 μm) selon deux angles de prise de vue avant (nadir) et arrière (27,6° par rapport au nadir) permettant la génération de MNA de haute résolution (Hirano *et al.*, 2003; Kääb, 2002; 2005; Stevens, 2004) (Figure 4.1). Le GDEM peut être produit à 15, 30 ou 60 m de résolution et peut être utilisé dans des applications cartographiques à l'échelle de 1 : 50 000.

3. Exactitude : SRTM vs GDEM

La description de la qualité des données dépend de leur application. Elle doit répondre à des critères d'indépendance par rapport à la technique de production des données et être estimée par un processus de quantification pour permettre la comparaison entre deux jeux de données différents. Les MNA sont destinés à des utilisateurs multiples qui ne s'intéressent pas uniquement à l'information altimétrique mais qui calculent d'autres variables à partir de ce plan fondamental. La qualité est donc relative au plan altimétrique et à toutes les autres informations extraites de ce plan fondamental. Charleux-Demagne (2001) avait souligné que la notion de qualité des MNA est souvent ignorée en raison de la difficulté de sa représentation et de

l'établissement d'un modèle de propagation de l'erreur. Deux étapes d'évaluation de la qualité du MNA sont à distinguer : une première étape, appelée validation interne, elle se base sur l'estimation des erreurs dues aux artefacts, des valeurs aberrantes et des pixels sans données (no data) dues à l'absence de corrélation. La seconde étape, appelée validation externe, compare le MNA à des données de contrôle.

Les erreurs du MNA sont généralement qualifiées comme systématiques ou aléatoires (F.G.D.C., 1998). Les erreurs systématiques résultent des procédures utilisées dans la génération du MNA et elles suivent des modèles constants créant un biais généralisé ou des artefacts dans le produit final. Quand on en connaît la cause, le biais systématique peut être éliminé ou réduit. Les erreurs aléatoires se maintiennent dans le produit final et elles doivent être analysées afin d'évaluer l'exactitude du MNA. L'exactitude des MNA est quantifiée en utilisant la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne, ou *root-mean-square error (rmse)*.

Le tableau 4.1 donne un résumé des travaux réalisés sur l'exactitude du SRTM et du GDEM. Alors que l'interférométrie radar est particulièrement sensible à la dé-corrélation causée par le couvert végétal, les masses d'eau et les changements d'humidité, la corrélation des données optiques ASTER est perturbée par les masses nuageuses et les zones ombragées. Pour le GDEM comme pour le SRTM, l'exactitude varie selon deux facteurs : (i) la configuration et l'homogénéité du relief dans la zone étudiée et (ii) les données de référence ayant servi à leur validation. Elle varie respectivement entre ± 9 à ± 36 m et entre ± 7 à ± 38 m. Les deux MNA souffrent d'erreurs élevées sur les pentes raides et terrains accidentés pouvant dépasser ± 100 m (*rmse*). A partir de cette synthèse des résultats de la littérature, les deux types de MNA peuvent être considérés comme équivalents de point de vue de leur exactitude. Cependant, l'écart important entre les valeurs du *rmse* impose une étude locale de leur qualité avant chaque utilisation, afin d'estimer la valeur locale que prend la *rmse* et de juger la qualité des variables topographiques générées à partir de ces deux types de données d'élévation.

Tableau 4.1. Quelques travaux sur l'exactitude du GDEM et du SRTM.

Auteurs	rmse (m)	Altitude de référence	Observations
GDEM			
Chirico (2004)	± 22.46	Points GPS haute précision	
Hirano *et al.* (2003)	± 7 à ± 15	Plan topographiques et/ou dGPS (GPS différentiel)	*rmse* varie selon la zone étudiée et la fiabilité des plans topographiques
Huggel *et al.* (2008)	± 27 à ±38	SRTM	Grandes erreurs sur les pentes exposées au nord
Kääb (2002)	± 18 à ± 60	MNA Photogrammétrique	Grand écart entre les valeurs de *rmse* entre topographie modérée (18 m) ou accidentée (60 m).
Stevens (2004)	± 15. 5	MNA interférométrique (Topsar) erreur= 1 à 3 m	
SRTM			
Chirico (2004)	± 25.53	Points GPS haute précision	
d'Ozouville *et al.* (2008)	± 9 à ± 12	Théodolite et GPS	Compare deux méthodes de génération MNA : interférométrique *vs* fusion radargrammétrie/SRTM
Kääb (2005)	± 12 à ± 36	Indice de différence normalisé (IDN) entre 2 Ortho-images ASTER	*rmse* atteint ± 100 m sur les terrains accidenté
Rabus *et al.* (2003)	± 16		Précision planimétrique : ± 20 m
Sun *et al.* (2003)	± 10	Altimétrie Lidar	

4. Matériel et méthode

4.1. Zone d'étude

La zone fait partie des plateaux des Haha, province d'Essaouira, dans le sud-ouest marocain. Elle est constituée d'un rectangle de 39 × 44 km entre les longitudes de 9.42° à 9.84° ouest et les latitudes 31 ° et 31.4° nord. La topographie est complexe, formée de plateaux (ou collines) à pentes modérées et séparés par des vallées étroites lui donnant un aspect mamelonné. Limitée à l'ouest par l'océan atlantique, le relief de la zone prend de l'altitude au fur et à mesure vers l'intérieur des terres, où il atteint son point culminant (1004 m) sur les extrémités occidentales du Haut Atlas. Le centre de la zone est caractérisé par un relief accidenté à pentes raides et des falaises abruptes, au niveau des massifs d'Amsiten, Adrar n'Ait m'hand, Isk n'Zbib et le massif d'Aguirar (Figure 4.2).

La zone a été jugée appropriée pour l'évaluation du GDEM et du SRTM en relation avec la diversité de l'occupation du sol (forêt éparse et fermée, terrain nu), les surfaces d'eau (2 barrages) et les forts changements du relief (pente abruptes et falaises) au niveau des massifs montagneux.

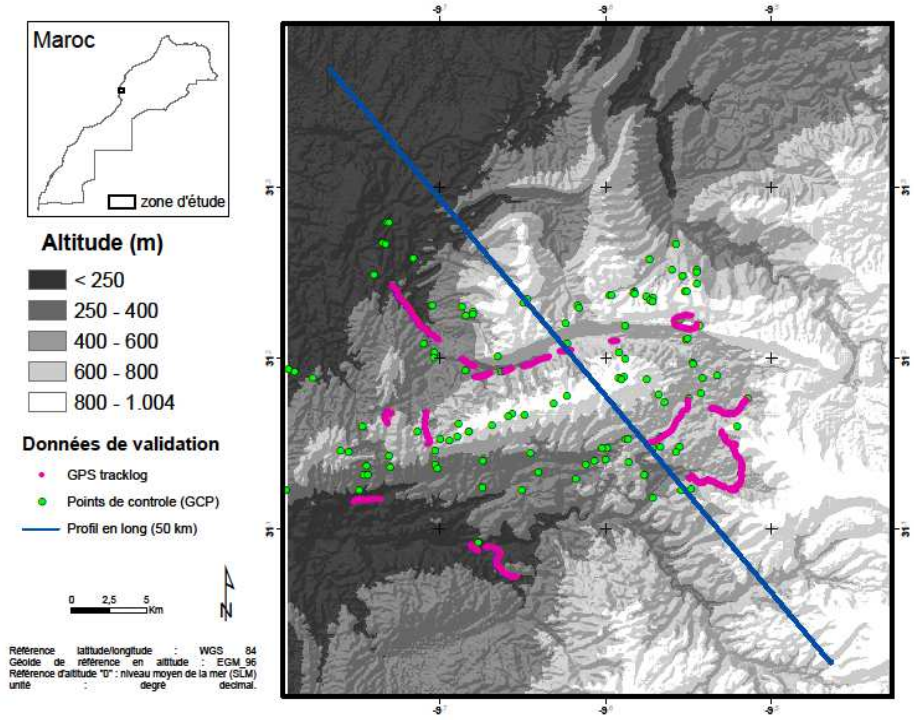


Figure 4.2. Étendue et classes d'altitude de la zone d'étude (source GDEM 30m).

4.2. Données de validation

Le jeu de données est composé de deux MNA sous format raster (*cf.* 2) à valider et des données de référence au format vectoriel. L'utilisation du GPS différentiel (dGPS) est préférable là où aucune données topographiques de haute exactitude n'est disponible (Gorokhovich & Voustianiouk, 2006; Hirano *et al.*, 2003). Trois types de données de référence sont utilisés pour la validation.

- *Les Points de contrôle (GCP) :* 115 points répartis sur toute la zone, ont été collectés pendant la mission de collecte sur le terrain (2009). Ils sont relevés par Global Positioning System (GPS) de type Geo Explorer XM. Les points de contrôle ont été soumis à une étape de post-traitement et de tri avant leur utilisation dans

l'estimation du *rmse :* la position (x, y) et l'altitude (z) des points de contrôle ont été corrigées par correction différentielle de la mesure sur le code par rapport à la station GPS permanente située à 200 km (Marrakech). Après correction différentielle, les points GCP (115 points de contrôle) possèdent une exactitude planimétrique et en élévation respectivement inférieure à 2 m et à 6 m. Avec ce nombre de points de contrôle, une fiabilité (reliability[21]) de l'ordre de 93 % est achevée dans le calcul de l'exactitude et garanti la stabilité de l'estimation de l'erreur.

- *Le Levé de profils par GPS* (*GPS tracklog*) le long des pistes et des routes goudronnées sur 9 tronçons répartis sur la zone. L'utilisation de ces données a permis d'élargir la gamme de données de validation quant au nombre limité des sources de données de grande précision disponibles. Ces profils offrent particulièrement une référence pour vérifier la conservation des pentes, des structures linéaires et des rugosités de surface.

- *Les cartes topographiques de la zone d'étude au 1/50 000,* utilisées pour la digitalisation du réseau hydrographique. La précision planimétrique de ces données après numérisation varie entre 10 et 15 m.

4.3. Méthodologie

La figure 4.3 synthétise la démarche suivie pour ce travail. Trois étapes ont été conduites pour dresser la qualité des deux MNA : validation qualitative, estimation de l'erreur par une validation externe et de la catégorisation topographique de l'erreur.

[21] $Re\ (\%) = \left[1 - \frac{1}{\sqrt{2(n-1)}}\right] * 100$

Quelle source d'altitude ?

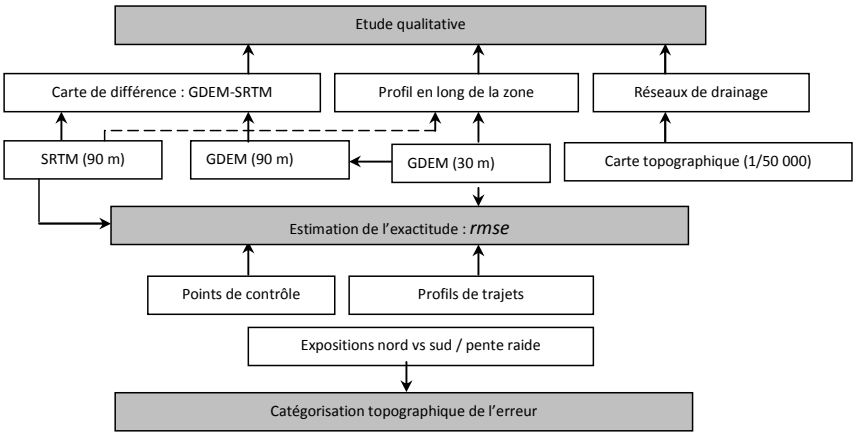


Figure. 4.3. Démarche générale.

Étude qualitative des deux MNA

Avant leur livraison par les fournisseurs, les deux MNA sont corrigés et améliorés pour éliminer les vides (no data) et les artefacts dus au processus de génération. Il n'est donc pas possible d'estimer l'importance de ces défauts. A ce stade, il s'agit de confirmer la bonne superposition et concordance planimétrique des deux MNA, nécessaire pour la validité des comparaisons ultérieures.

L'étude qualitative a été menée par une inspection visuelle de la qualité des deux MNA à partir des données brutes (élévation) ou élaborées (réseau de drainage) :

Deux profils en long (Figure 4.2) ont été extraits à partir du GDEM et du SRTM. Ils passent à travers le centre de la zone et de ses principales formations topographiques. Chaque profil est un relevé de l'altitude le long d'un trajet de 50 km, leur superposition permet d'analyser leur cohérence et leur capacité à traduire les détails du relief.

Carte de différence calculée sur l'ensemble de la zone à partir des écarts d'altitude pixel par pixel entre le GDEM - ré-échantillonné à une résolution de 90 m par la méthode du plus proche voisin- et le SRTM.

Comparaison des réseaux de drainage des deux produits. Le réseau de drainage constitue une variable topographique continue reflétant à la fois la conservation des surfaces d'accumulation, des pentes et de l'orientation. Les réseaux de drainage générés à partir des deux MNA, sur trois sous-zones, par le module Spatial Analyst d'ArcGis ont été comparés à ceux digitalisés à partir des cartes topographiques (1/50 000).

Estimation de l'exactitude

L'exactitude a été évaluée sur la base de la statistique *rmse*, la plus utilisée dans la littérature. Elle suppose que les erreurs du MNA sont aléatoires (F.G.D.C., 1998) et elle rend compte de la notion de distribution des erreurs (Wechsler, 2007).
L'évaluation de l'exactitude des deux MNA a été menée à partir des points de contrôle (GCP) et des profils de trajet (GPS tracklog).

$$rmse = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Z_i - Z'_i)^2}{n}} = \sqrt{(biais)^2 + variance}$$

Catégorisation topographique de l'erreur

Plusieurs auteurs ont conclu que le GDEM peut présenter des imprécisions sur les pentes raides exposées au nord (Huggel *et al.*, 2008; Kääb, 2002). Ces erreurs s'observent du fait que, sur de telles pentes, les images ASTER sont fortement déformées dans la vue arrière (27,6° *backlooking*) de la bande 3B et/ou liées à la présence de l'ombre. Le SRTM étant généré par interférométrie radar, ne souffre pas de ces erreurs dues à l'exposition nord ou à l'ombre. La catégorisation topographique de l'erreur est une information complémentaire de l'étude de la qualité du GDEM.

La corrélation du *rmse* avec la topographie (pente et exposition) a été vérifiée en comparant les deux types de MNA. Les plans topographiques de l'exposition et de la pente ont été calculés à partir du GDEM. Sur la base de ces plans topographiques, deux échantillons aléatoires stratifiés ont été extraits. Le premier échantillon (500 points) est stratifié selon l'exposition (exposition nord et exposition sud), le second

(250 points) est stratifié selon l'exposition et relevé uniquement sur les pentes raides (pentes ≥ 45). Pour chaque point de l'échantillon, l'altitude donnée par le GDEM et le SRTM a été extraite pour calculer la *rmse* et les statistiques de comparaison de moyenne (*T-Student*).

5. Résultats

5.1. Inspection visuelle

Comme mentionné ci-dessus, aussi bien le SRTM que le GDEM sont corrigés et améliorés avant leur distribution. Ils sont exempts d'artefacts (stripping), de trous ou de valeurs aberrantes (valeurs très élevées) qui peuvent apparaître en fin du processus de génération.

La distribution (Figure 4.4) des fréquences (%) des pixels selon les valeurs d'altitude, permet de constater l'étroite ressemblance entre les trois MNA. Bien qu'ils soient produits par deux processus différents, l'interférométrie radar et l'auto-corrélation stéréoscopique, les MNA permettent d'avoir des distributions d'altitude très proches. Le GDEM-30 m possède une distribution lisse et continue qui reflète plusieurs valeurs intermédiaires entre les grands pics observés.

Le SRTM-90 m et le GDEM-90 m, possédant moins de pixels dû à leur résolution grossière, ne représentent pas les valeurs intermédiaires de l'altitude. La forme rugueuse de leur distribution traduit des sauts de valeurs d'élévation, non rapportés par ces deux MNA. Néanmoins, à résolution égale (90 m), le SRTM semble avoir une distribution plus continue (moins rugueuse) que le GDEM 90 m.

Ces distributions des valeurs de l'altitude reflètent la configuration géomorphologique de la zone étudiée. Le relief est dominé (56.22 %) par des terres dont l'élévation est comprise entre 180 m et 400 m dans la partie ouest et nord-ouest, et où domine la formation d'arganier pure. Les terrains situés entre 400 m et 700 m constituent 24.19 % du relief de la zone. Ils sont situés au centre et le sud-est de la zone. Les terrains

dont l'élévation est inférieure à 100 m (12.1 %) ou supérieure à 700 m (7.49 %) constituent des surfaces limitées.

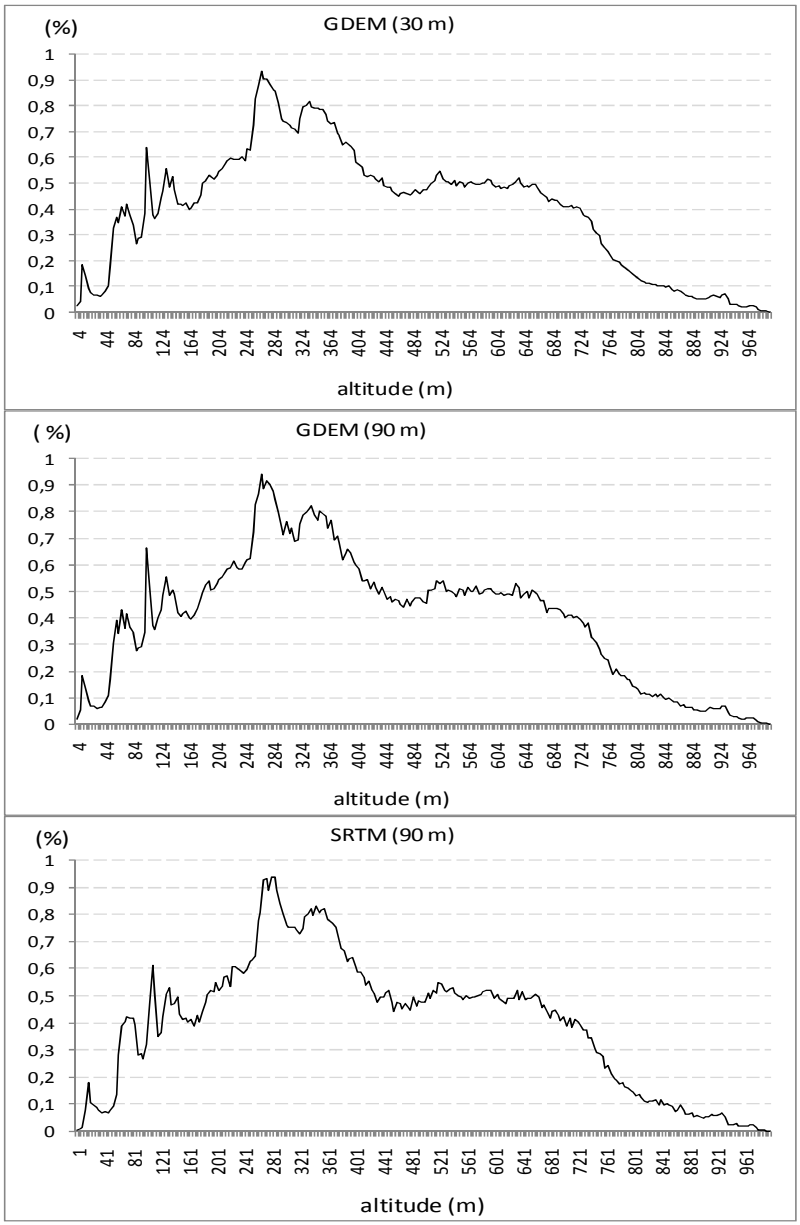


Figure 4.4. Distribution (%) de la grille des pixels des trois MNA (GDEM-30 m, GDEM-90 m et SRTM-90 m).

5.2. Différence GDEM *vs* SRTM

L'histogramme des écarts entre le GDEM et le SRTM pixel à pixel (Figure 4.5) est compatible avec une distribution normale, centrée sur -1.3 m, indiquant que les MNA ne sont ni déformés, ni déplacés l'un par rapport à l'autre. Leur bonne précision planimétrique par rapport aux différentes données de référence rend valide les différentes comparaisons menées dans la suite de ce travail.

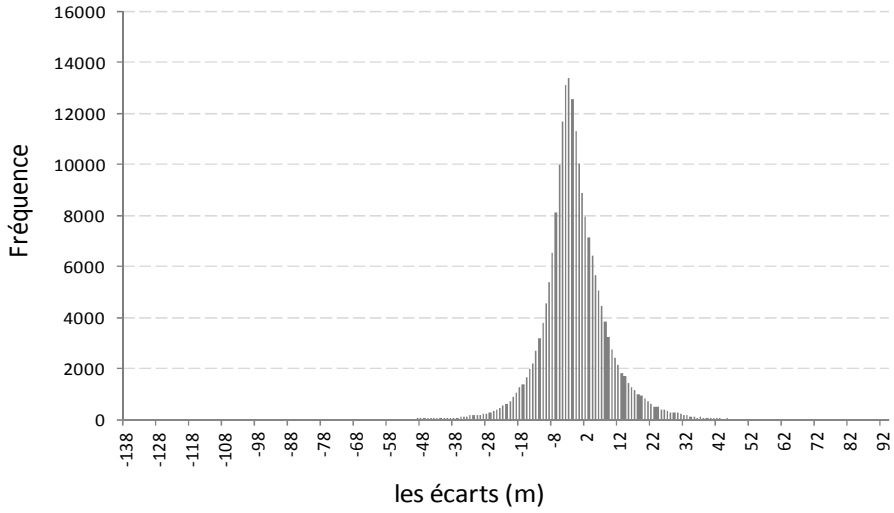


Figure 4.5. Histogramme des écarts entre GDEM et SRTM.

Le biais ou la moyenne des écarts est de -1.3 m ±0.043 (IC, α=0.05). Plus de 50 % des pixels ont un écart absolu inférieur à 2 m et la *rmse* est de ±10.1 m. Ce résultat concorde avec les travaux rapportés dans le tableau 4.1.

Les écarts atteignent des valeurs extrêmes entre -138 m et 94 m, sur des pixels individuels constituant des points aberrants dus au bruit ou à l'absence d'information dans les données de départ (ombre, points d'eau et zones humides).

5.3. Profil en long

Les profils en long des deux MNA (Figure 4.6) illustrent l'étroite concordance entre les deux sources de l'élévation. Cette superposition permet de constater la grande similitude entre l'altitude donnée par les deux sources et aussi de leur juxtaposition planimétrique.

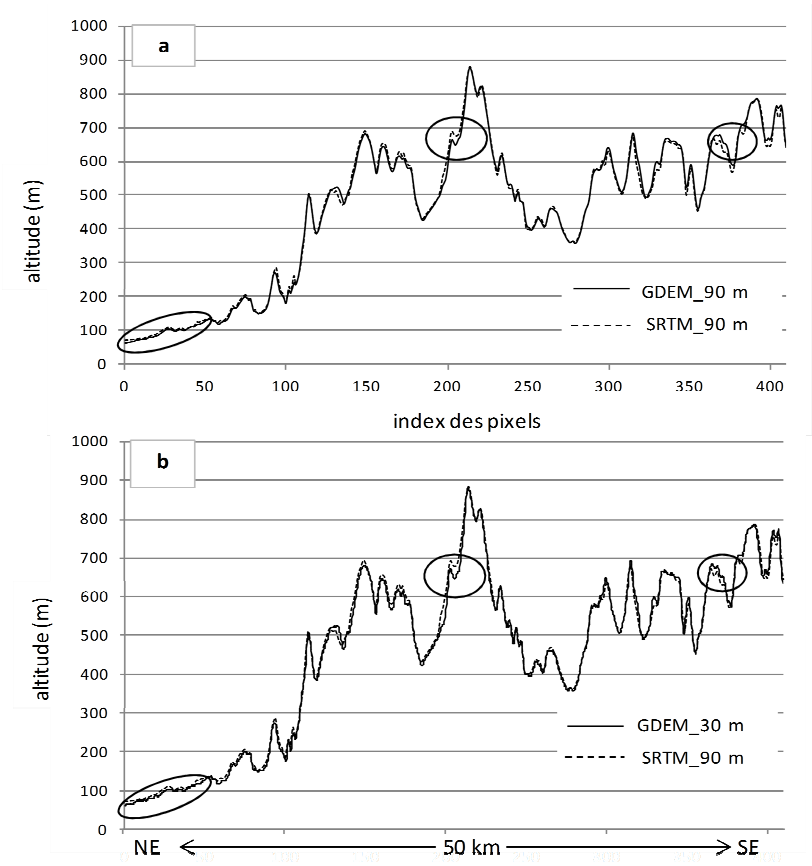


Figure. 4.6. Profils NW/ SE des altitudes comparant GDEM (90 m) *vs* SRTM (90 m) (a) et GDEM (30 m) *vs* SRTM (90 m) (b).

Quelle source d'altitude ?

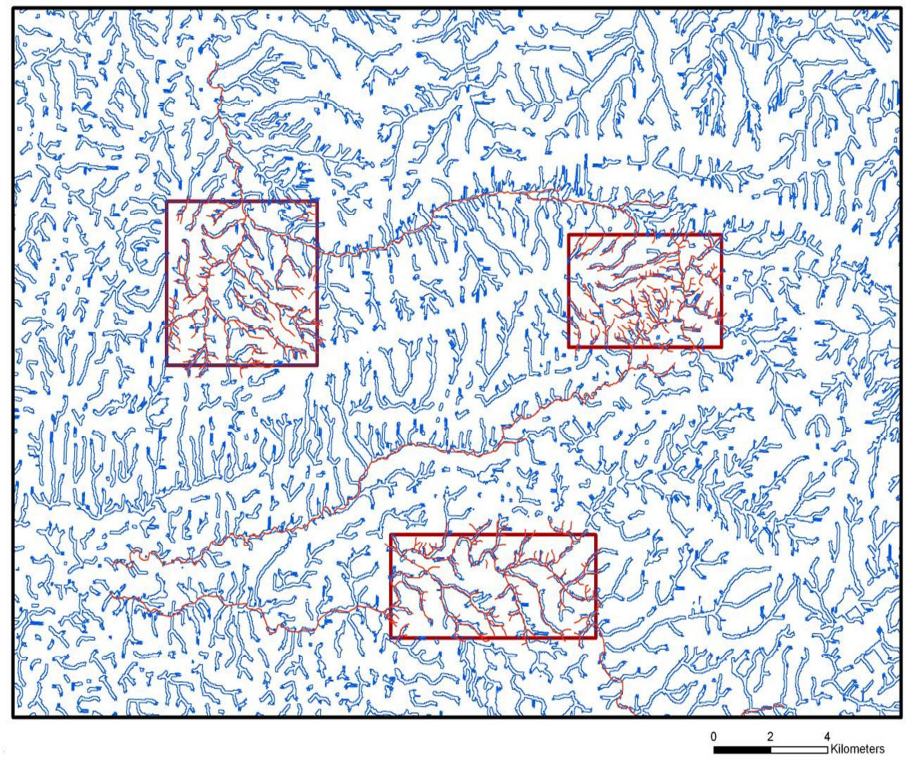
A résolution égale (90 m), comme le montre la figure 4.6-(a), le SRTM restitue mieux les changements du relief en donnant plus de détails que le GDEM (90 m). Les écarts les plus importants entre ces deux types de données sont enregistrés sur les expositions nord et sur les sommets. La partie "catégorisation topographique de l'erreur" donnera plus de détails sur l'effet de la topographie sur la propagation de l'erreur.

En relation avec sa plus grande résolution spatiale, le GDEM (30 m) restitue mieux le détail des changements de l'altitude que le SRTM (90 m). Elle permet de reproduire la topographie de la zone en suivant les détails du relief.

5.4. Réseau de drainage

Le réseau de drainage (Figure 4.7) est une donnée très utilisée en hydrologie. C'est un critère composé des surfaces d'accumulation (ligne de partage et d'accumulation des eaux) et de leur orientation (pente et exposition). Il a été utilisé ici pour appréhender la qualité des deux MNA.

A l'échelle régionale, les deux sources d'élévation permettent de générer des réseaux de drainage d'assez bonne qualité. Toutefois, à une échelle locale (sous-bassin versant) le GDEM s'avère plus approprié pour générer un réseau de drainage continu, plus fin, plus détaillé et en concordance avec le réseau de drainage issu des cartes topographiques (Figure 4.8).



Réseau de drainage issu des cartes topographiques.

Réseau de drainage issu du GDEM.

Figure 4.7. Localisation de trois zones de comparaison des réseaux de drainage au niveau de la zone d'étude.

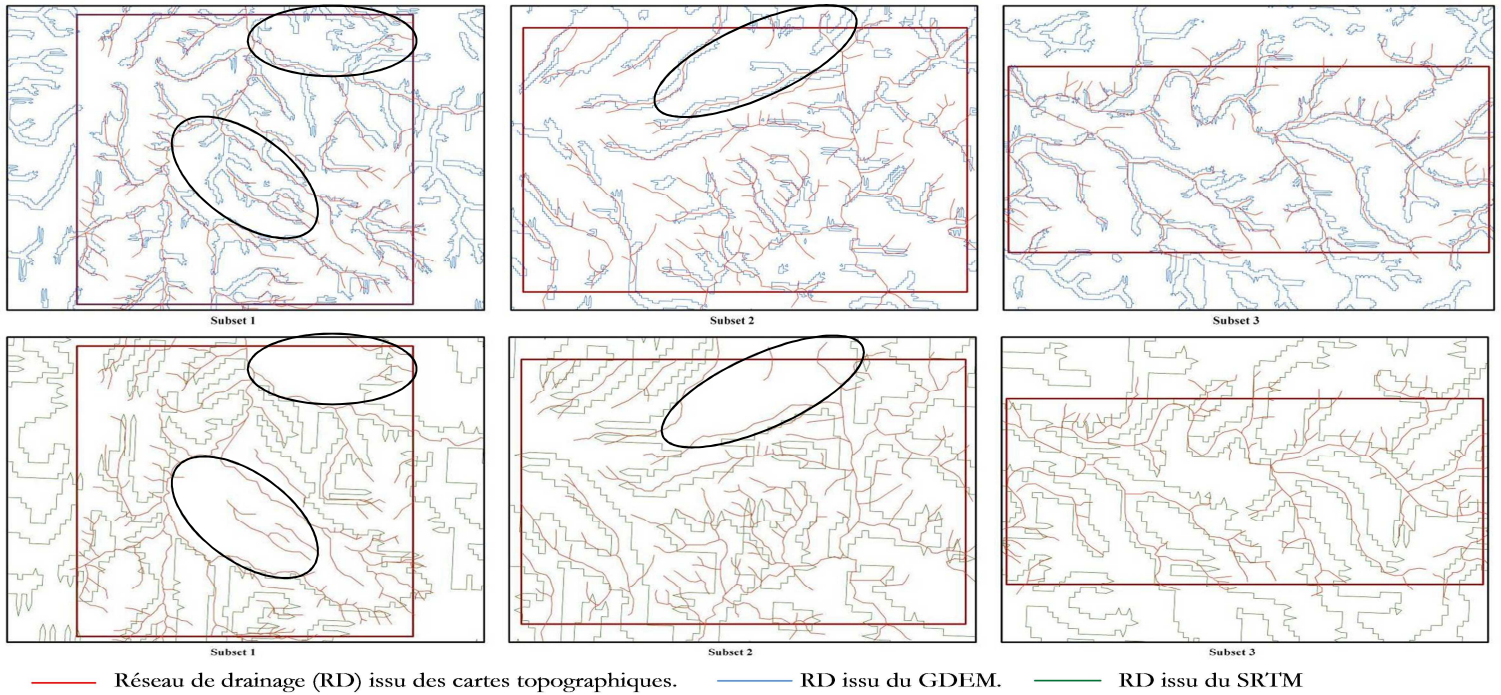


Figure 4.8. Réseaux de drainage des trois zones générés à partir du GDEM (30m) et du SRTM (90 m).

La connectivité des ravins, élément très important en hydrologie, semble, par contre, être mieux établie dans le réseau de drainage généré à partir du SRTM qu'à partir du GDEM.

Pour le SRTM, en raison de sa résolution grossière, l'algorithme rencontre des difficultés à départager certains éléments de surface entre des bassins d'accumulations adjacents, donnant lieu à des ravins plus larges et à des limites diffuses. Une autre lacune réside au niveau des vallées ouvertes à faible pente et à large surface d'accumulation (*e.g.,* zones entourées de la Figure 4.8) : l'algorithme confond toute la vallée en un seul bassin d'accumulation (ruisseau). Ce n'est pas le cas quand on utilise le GDEM qui arrive à délimiter à l'intérieur de ces vallées ouvertes des surfaces d'accumulation avec plus de détails.

Dans les deux MNA, on remarque que certains ravins, quoiqu'en nombre limité, n'apparaissent pas au niveau de la carte topographique. Ceci est vraisemblablement dû, en partie, à l'âge de ces cartes topographiques, qui datent de 1965. Pendant cette période, il n'est pas exclu, compte tenu de la nature calcaire dominante du substrat que des nouveaux ravins aient été créés.

5.5. Exactitude des MNA

Validation par Points de contrôle (GCP)

Les *rmse* calculées du GDEM et du SRTM (Tableau 4.2) sont en concordance avec les principaux travaux de la littérature (Tableau 4.1). Les valeurs estimées de *rmse* sont inférieures à celles calculées à l'échelle du globe respectivement égales à 20 m (METI/NASA/USGS, 2009) pour le GDEM et 16 m pour le SRTM (Rabus *et al.*, 2003). Le biais (la moyenne des écarts), est significativement non nul. Il est égal à 6.68 m (p. valeur = $< 2.2e^{-16}$) pour le GDEM et égal à 5.62 m pour le SRTM (p. valeur = $7.345e^{-08}$).

Tableau 4.2. La *rmse* et le biais du GDEM et du SRTM.

	rmse	Biais	IC (95 %)	Ecarts absolus (min/Max)
GDEM	9,8	6,68	±1,36	0/23,4
SRTM	11,8	5,62	±1,94	0/37,8
n = 115 GCP				

La comparaison des moyennes des écarts appariés [GCP- GDEM ; GCP - SRTM] est non significative (p. valeur = 0.2390). Les deux MNA s'écartent de la même erreur par rapport aux points de contrôle. Ce qui signifie que ces deux modèles sont équivalents. Les valeurs de l'intervalle de confiance (IC) sur le biais et l'étendue des écarts absolus montrent que la dispersion des erreurs est plus limitée pour le GDEM que pour le SRTM.

Validation par Profils de trajet (GPS tracklog)

L'ensemble des profils *GPS tracklog* comptent un total de 3452 positions GPS. Le tableau (Tableau 4.3) donne les valeurs des *rmse* calculées à partir des écarts [Tracklog -GDEM] et [Tracklog - SRTM]. L'erreur (*rmse*) trouvée semble plus réduite que celle trouvée avec les points de contrôle et que celles trouvées dans les travaux cités dans la littérature.

Les résultats des *rmse* (Tableau 4.3) vérifient la conclusion précédente que les deux MNA sont équivalents. En effet, la comparaison des moyennes des *rmse* appariées des profils tracklog [Tracklog - GDEM ; Tracklog - SRTM] montre qu'elles sont égales au seuil de confiance de 95 % (p. valeur = 0.1062).

Tableau. 4.3. Erreurs (*rmse*, biais) et moyennes pondérées avec leur intervalle de confiance des *profils tracklog*.

	rmse		Bais (±IC)	
	GDEM	SRTM	GDEM	SRTM
9 profils tracklog	3.92	2.48	3.02 (±0.54)	3.37 (±0.97)
	4.79	7.61	-10.54 (±0.32)	-4.49 (±0.78)
	10.65	7.58	-0.29 (±0.49)	-3.81 (±0.94)
	3.38	1.69	0.22 (±0.75)	-10.05 (±1.04)
	3.99	8.44	2.17 (±0.75	1.95 (±1.42)
	4.60	11.91	0.31 (±0.63)	-3.87 (±0.29)
	5.88	9.63	1.09 (±0.18)	-0.77 (±0.17)
	4.87	10.06	-3.01 (±0.39)	0.64 (±0.42)
	4.27	6.17	2.68 (±0.46)	-2.47 (±0.84)
Moyenne pondérée des *rmse* (m)	6.59 (±0.71)	6.96 (±0.48)		
Biais moyen pondéré (m)	-0.30 (±0.47)	-1.52 (± 0.79)		

Les trois profils de la figure 4.9 traduisent l'effet de la pente et du changement de relief (cuvettes) sur la *rmse*. Le profil 1, se trouvant sur terrain homogène et à faible dénivelé (40 m), possède la *rmse* la plus réduite des 9 profils. Au fur et à mesure que le terrain devient plus accidenté (présence de pentes élevées et des cuvettes), en passant du profil 2 au profil 3, la *rmse* augmente. Elle atteint son maximum sur le profil 3 enregistré sur un terrain accidenté à 200 m de dénivelé, avec des pentes raides et des cuvettes. La comparaison entre ces trois profils permet de confirmer la corrélation positive entre la *rmse* et la nature accidentée du relief essentiellement sur les pentes raides et les cuvettes fermées. Ces conclusions rejoignent les résultats de nombreux auteurs (Huggel *et al.*, 2008; Kääb, 2002; Toutin & Cheng, 2002). Ceux-ci stipulent en effet que l'erreur est linéairement corrélée avec la pente du terrain. L'augmentation de la *rmse* est clairement observée en terrain accidenté et augmente davantage avec la taille de la grille du MNA (résolution spatiale).

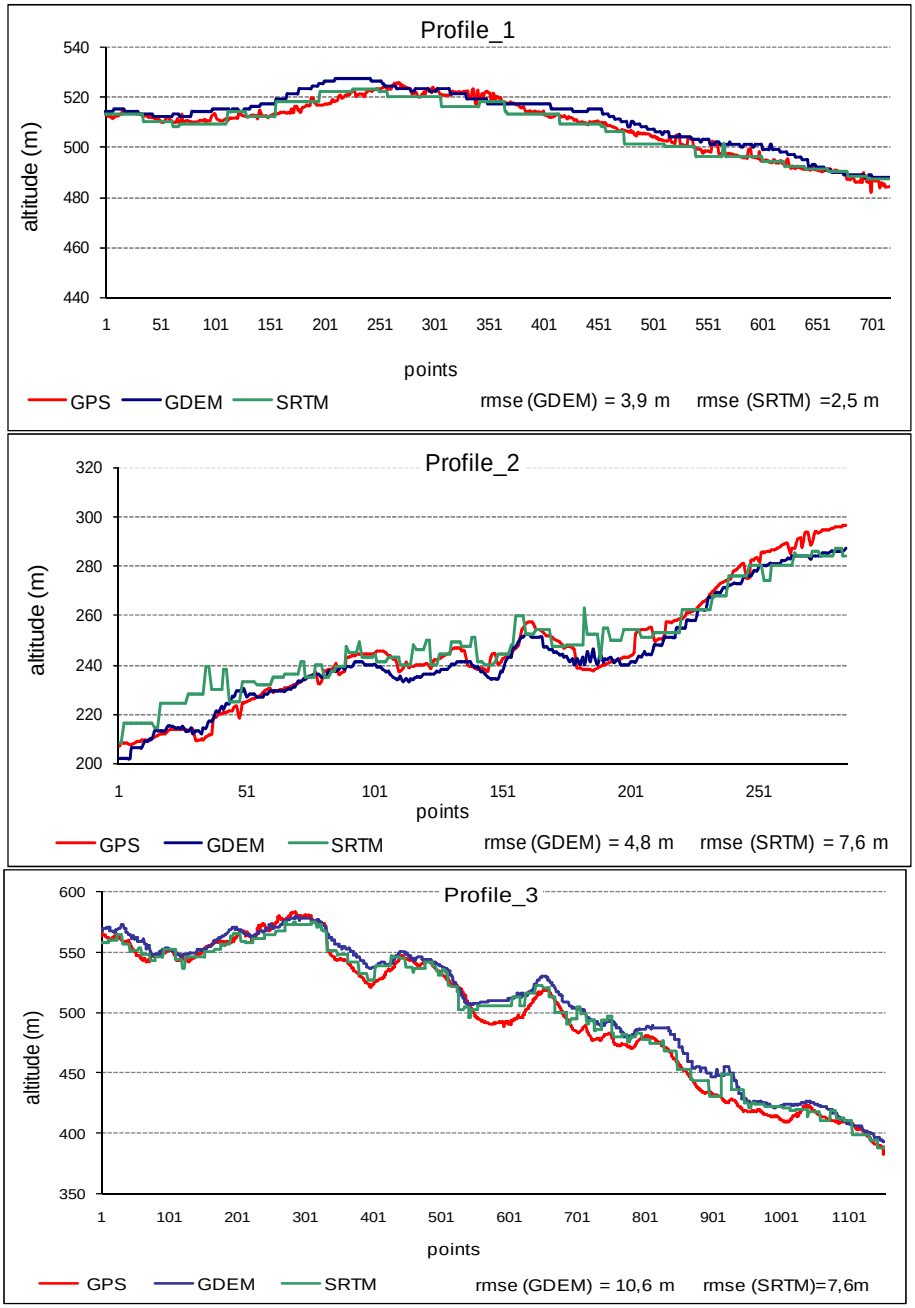


Figure 4.9. Trois profils en long (tracklog) 1, 2, 3 issus du GDEM, SRTM et GPS (par souci de concision, sont présentés uniquement 3 des 9 *profils tracklog*).

5.6. Catégorisation topographique de l'erreur

Afin de vérifier l'hypothèse de la perturbation des expositions nord au niveau de la vue arrière des images ASTER (3B) (d'Ozouville *et al.*, 2008; Huggel *et al.*, 2008; Kääb, 2002; Toutin & Cheng, 2002), les écarts entre le GDEM et le SRTM sur l'exposition nord et sud ont été calculés (Tableau 4.4). L'analyse des écarts s'est ensuite focalisée sur les pentes raides (>45 %) afin de vérifier la corrélation de ces écarts avec la pente (Tableau 4.5).

Les résultats synthétisés dans les tableaux 4.4 et 4.5 montrent des valeurs *rmse* égales entre le GDEM et le SRTM quelque soit l'exposition du terrain. Toutefois, il est évident que le GDEM sous-estime l'altitude sur les pentes exposées nord (moyenne, médiane et quartiles <0), alors que sur les pentes exposées sud, l'altitude est surestimée (moyenne, médiane et quartiles>0) par rapport à SRTM. L'orientation du terrain n'a pas d'influence sur l'exactitude en termes quantitatifs mais plutôt en termes de signe de cette erreur, soit comme une surestimation ou comme une sous-estimation.

Cette erreur, comme le montrent les valeurs de la *rmse*, la médiane, les quartiles et les valeurs extrêmes, devient plus importante (plus que le double) sur les terrains accidentés à forte pente (>45%) aussi bien sur les expositions nord que sud. De cette comparaison, ressort la forte corrélation de l'erreur avec la pente essentiellement quand elle prend des valeurs élevées. L'orientation de la pente par contre n'a pas d'effet sur les valeurs que peut prendre la *rmse* mais joue un rôle sur le signe du biais (positif ou négatif).

Le relief de la zone étudiée est dominé en grande partie, à hauteur de 89.3 %, par des terrains à faible pente (< 30 %). Les terrains dont la pente est supérieure à 45 % ne constituent qu'une fraction limitée (2.62 %). L'effet de cette erreur, qui atteint des grandeurs importantes sur les pentes raides, est limité par la faible représentativité de ces terrains dans la zone et ne constituera pas une contrainte pour de nombreuses utilisations du GDEM.

Tableau 4.4. Statistiques de comparaison des écarts **[GDEM − SRTM]** entre exposition nord et sud.

	rmse **(m)**	**Moyenne (m)**	**Quartile inférieur**	**Médiane (m)**	**Quartile supérieur**	**Min**	**Max**
Exposition nord	10.99	-7.6 ±0.69	-12	-7	- 3	-48	21
Exposition sud	10.39	5.6 ±0.77	-1	4	10	-11	38

Tableau 4.5. Statistiques de comparaison des écarts **[GDEM − SRTM]** entre exposition nord et sud en pente raide.

	rmse **(m)**	**Moyenne (m)**	**Quartile inférieur**	**Médiane (m)**	**Quartile supérieur**	**Min**	**Max**
Exposition nord	23.67	-19.55±0.69	-27	-18	-10	-71	8
Exposition sud	26.19	24.4±0.690	18	25	31	-6	46

6. Discussions

Le MNA de haute précision constitue une donnée recherchée pour la cartographie et la modélisation spatiale à la surface de la terre. Comme d'autres données spatiales, il est atteint d'une erreur ou incertitude. En raison des nombreuses sources de données d'élévation disponibles pour la modélisation SIG, il faut prendre soin de choisir les données les plus appropriées pour l'application souhaitée.

Représenter la surface continue du terrain avec une surface discrétisée (grille) constitue la première source d'erreur incorporée dans un MNA. En effet, le terme ''continu'', souvent utilisé pour décrire les données raster, prête à confusion. Il est plus correct de décrire le modèle comme ''échantillonné en continu'' à des intervalles discrets, plutôt que véritablement continu. La capacité d'un modèle à représenter une surface dépend de sa résolution spatiale et de la complexité de la surface du sol. Cette représentation moyenne et discrète de l'altitude par pixel se traduit par une marge

d'erreur au niveau du calcul de l'incertitude. L'altitude relevée par le GPS en mode différentiel (erreur planimétrique $\leq$ 2 m, erreur en altitude $\leq$ 6 m) est une information ''ponctuelle'' de la surface du sol, alors que l'altitude donnée par les MNA correspond à la moyenne de l'élévation sur 900 m² pour le GDEM et sur une surface 9 fois plus grande pour le SRTM. Cette marge d'erreur augmente lorsqu'il y a une grande variation de l'élévation à la surface du sol particulièrement dans les terrains accidentés autour des talwegs et des crêtes.

La validation quantitative des deux MNA en utilisant des données de référence (point-dGPS et *GPS tracklog*) montre que le GDEM comme le SRTM souffrent d'incertitude (*rmse*). L'estimation des erreurs confirme l'équivalence entre ces deux MNA. Toutefois, la validation qualitative (distribution des fréquences, profils en travers et la comparaison des réseaux de drainage) a montré que le GDEM reflète les changements du relief avec plus de détails, un avantage essentiellement offert par sa grande résolution en comparaison du SRTM. En effet, les résolutions horizontale et verticale des données sont des éléments essentiels à la modélisation du terrain et représentent un facteur important dans la sélection de la source d'altitude. Une donnée à résolution grossière ne peut fournir suffisamment de détails pour modéliser les processus nécessaires, ou elle ne peut donner que des résultats de basse résolution, quand un résultat de plus haute résolution est sollicité. Li (1992 *in* Wechsler (2007)) avait montré que l'incertitude du MNA augmente avec la taille des pixels. Plus elle est grande, plus la surface représentée, par une valeur moyenne, est grande. L'écart par rapport aux vraies valeurs du terrain devient par conséquent plus grand. Ces MNA de haute résolution peuvent mieux affiner les caractéristiques de la topographie complexe non prise en compte par les MNA plus grossiers, ce qui pousse beaucoup d'utilisateurs de MNA à chercher les résolutions les plus hautes possibles.

L'évaluation complète de l'incertitude d'un MNA nécessite la connaissance de la structure spatiale de l'erreur. C'est un élément important pour acquérir une compréhension de l'endroit où apparaît l'erreur et comment elle se propage. La *rmse* constitue une statistique précieuse de contrôle de l'incertitude d'un modèle, mais elle ne fournit pas une évaluation précise de l'écart que peut prendre chaque cellule dans

un MNA par rapport à la véritable élévation. La mesure de l'erreur sur des points de contrôle qui représente seulement un faible pourcentage d'un ensemble de données est insuffisant pour quantifier la structure spatiale de l'erreur du MNA. Une tentative d'évaluation spatiale de l'erreur a été mise en œuvre dans la cadre de ce travail en tenant compte de la topographie (pente et exposition). Le GDEM, par comparaison au SRTM, a plus d'aptitude à représenter la topographie, en particulier le réseau de drainage. Toutefois, il peut y avoir des erreurs liées aux pentes raides quelle que soient leur exposition.

Une autre information, non fournie avec précision par la statistique *rmse*, est la façon dont cette incertitude se traduit dans la performance de l'ortho-rectification des images pour la correction des distorsions dues au relief. Kääb (2002) avait démontré qu'une erreur (*rmse*) entre 18 et 95 m produit une translation dans l'ortho-projection respectivement de 3 à 17 m pour un angle de prise de vue égal à 8,5°. Hirano *et al.* (2003)Hirano *et al.* (2003) ont aussi recommandé l'utilisation du GDEM-30 m, en absence d'autre source d'altitude plus précise, pour la cartographie à l'échelle de 1/50 000 et 1/10 0000 et pour l'ortho-rectification des images satellites et des photographies aériennes. A l'égard des résultats obtenus concernant l'exactitude (*rmse* = 9,8 m) dans les plateaux des Haha (Essaouira – Maroc), le GDEM à 30 m de résolution peut être utilisé pour la correction géométrique des distorsions topographiques pour un relief modéré.

Pour la technologie InSAR du SRTM, les bandes radar pénètrent les nuages et elles sont capables de pénétrer jusqu'à quelques mètres dans la couverture végétale. Chirico (2004) démontre que dans les zones boisées et des pentes supérieures à 45% les bandes radar ne pénètrent que partiellement à travers la canopée avant que le signal retour soit enregistré, ce qui démontre que les valeurs d'altitude dans les zones boisées sur des terrains escarpés se réfèrent à des altitudes MNS (Modèle Numérique de Surface) plutôt que des altitudes (Modèle Numérique d'Altitude). Dans les plateaux des Haha, le paysage présente une diversité du relief et de l'occupation du sol. Le couvert végétal épars, caractéristique des zones arides et semi-arides, domine le milieu naturel. Dans les massifs montagneux, la végétation à base de thuya

(*Tetraclinis articulata*) atteint des taux de recouvrement important qui dépassent 70 % et une hauteur moyenne comprise entre 5 et 7 m. Selon l'occupation du sol (forêts denses ou éparses et sol nu), le SRTM peut être assimilé tantôt à un MNA, tantôt à un MNS. Le MNA dérivé des données ASTER est aussi biaisé en termes de valeurs d'élévation qui sont des moyennes calculées au-dessus du couvert forestier et des structures artificielles. Les données ASTER étant issues d'un capteur optique, la valeur d'un pixel de l'image englobe l'ensemble des valeurs radiométriques réfléchies par les différentes occupations du sol qui se trouvent à l''intérieur du pixel. L'élévation extraite à partir de ces données est fonction du mélange des objets de différente nature et elle est susceptible de refléter plus que le niveau du sol. Le GDEM est, à l'évidence, plus proche d'un MNS que d'un MNA. A cet égard, les deux modèles sont de nature différente en relation avec la nature des données d'origine. Le GDEM possède un avantage par rapport au SRTM grâce aux images ASTER enregistrées dans le visible et le PIR permettant la détection des différentes occupations du sol et rendant possible une correction *a posteriori* pour passer d'un MNS à un MNA.

Le type de MNA utilisé pour une application particulière est aussi un point important à considérer pour la sélection de la source de mesure. Le MNS qui donne l'élévation au-dessus de la végétation, des bâtiments et infrastructures est plus approprié pour l'ortho-rectification des images comme la première étape en cartographie et la modélisation SIG. À ce propos, le GDEM semble plus approprié que le SRTM. Ce dernier, élaboré à partir de l'unique mission de février 2000, devient actuellement moins approprié pour des études qui demandent des données continuellement mises à jour (changement de l'occupation du sol, suivi des déplacements de terrain et suivi de la lave volcanique).

7. Conclusions

L'une des plus importantes données requises dans tout projet SIG et de cartographie des ressources naturelles est le modèle numérique d'altitude de bonne précision. En raison de l'accès libre de certaines sources d'élévation (GDEM et SRTM), l'étude de

leur exactitude prend de l'importance pour pouvoir sélectionner le produit approprié pour une utilisation donnée.

En plus de sa qualité visuelle, l'exactitude horizontale et verticale sont les principales composantes à considérer dans la sélection d'une source d'élévation. Le type de modèle est également à considérer dans la sélection pour une application donnée. Il est utile de signaler que le SRTM, pour notre cas d'étude, est plus proche d'un MNT que d'un MNS à l'inverse du GDEM qui est un MNS.

A l'issue de cette étude de validation de la qualité des deux MNA (GDEM, SRTM), il est à signaler que même s'ils sont équivalents au niveau de leur incertitude (*rmse*-GDEM = 6,6 à 9,8 m ; *rmse*-SRTM = 6,9 à 11,8 m), le GDEM s'est avéré qualitativement plus approprié à relever les détails du relief et des variables topographiques (réseau de drainage). Par une catégorisation topographique de l'erreur, l'incertitude du GDEM devient plus importante sur les terrains accidentés à grande pente (>45 %) aussi bien sur les versants exposés nord que sud. Ces valeurs importantes au niveau des terrains escarpés peuvent être corrigées à travers des opérations de fusion avec d'autres sources d'élévation (altitude issue des courbes de niveau ou du SRTM).

En l'absence d'autres alternatives de MNA, le GDEM s'impose comme la première source d'altitude à 30 m de résolution disponible dans la région. Il est plus approprié pour de nombreuses applications cartographiques à l'échelle de 1/50 000 et 1/100 000.

Chapter 5

Entity-based landscape modelling to assess different incentives mechanisms impact on the argan forest dynamics

Abstract

Argan forest has long been central to the livelihoods of local populations in a rural area with precarious conditions. Moreover, it is increasingly seen as an agro-ecosystem where users must be involved in any conservation management strategy. The current context witnesses a dynamic of illegal occupation of forested areas by users due to the weakness of traditional common control systems and to the boom of the argan oil price. The scope of this work is to anticipate the current dynamic in terms of land possession by the users and its impact on forest stand degradation. It tries to establish a decision support system based on dynamic spatial modelling. The model simulates, for the next 30 years, the expected change of land possession by locals and forest stand degradation levels according to three private/public partnership scenarios based on land tenure policy and economic incentives.

The methodological approach combined a Markov chain analysis with stakeholder's preferences for land possession. Firstly, potential transition quantities of parcels were computed using the Markov chain analysis. Secondly, a possession suitability map was calculated using multi-criteria evaluation procedure (AHP) from biophysical and socio-economic data. Finally, for supporting socio-economic diversity and non-mechanistic human behavior, the approach takes into account uncertainty in simulation based on probabilistic analysis.

Spatial modelling of expected change in the argan forest

The modelling approach was found relevant as a decision making support system and highlighted promising forest management scenarii. The three simulated scenarios provided contrasted results showing significant differences in the forest stand conservation level. This projective capacity of the elaborated system provides different kind of answers: *(i)* order of magnitude of the on-going process and the possible alternative future landscape scenarii *(how much)*; *(ii)* anticipating possible land competition induced by new policies *(feedback)* and *(iii)* Pinpointing the priority areas either with high potential for land conservation or degradation hot-spots *(where).*

1. Introduction

Recent observations show that Argan forest (*Argania spinosa)*, in southwestern morocco, faces two different land use dynamics. It undergoes a very slow but steady decrease of tree density and a rapid qualitative degradation (M'hirit *et al.*, 1998; Naggar & M'hirit, 2006). On the other hand, local stakeholders skipping traditional usage rights to privatize forest lands is an emergent dynamic related mainly to the argan oil boom and many socio-economic mutations. Furthermore, the argan forest is a dynamic and complex landscape where human society and natural environment interact. This complexity is even higher when economic and patrimonial interests are involved. Anticipating possible future argan forest dynamics is then seriously needed. First a review of Land Use/Cover Change (LUCC) modelling approaches is proposed. The main challenges of the argan forest are then described and followed by a synthesis of recent experiences in participatory forest management.

Recently, the scientific community has produced a large set of operational models that can be used to predict or explore possible LUCC trajectories (Aspinall, 2004; Guan *et al.*, 2011; Kamusoko *et al.*, 2009; Myint & Wang, 2006; Young *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2011), vegetation dynamics (Verburg & Overmars, 2009), crop sequences and bio-economic interactions (Aurbacher & Dabbert, 2011), land suitability evaluation (Gong *et al.*, 2012) and stakeholder preferences for land conservation (Strager & Rosenberger, 2006). In addition to being a learning tool, land use change models play an important role in exploring possible future developments in the landscape system. These exploratory and projective capacities allow models to be used as a communication and learning environment for stakeholders involved in land use decision making processes (Bousquet & Le Page, 2004; Hare & Deadman, 2004). Through « *what-if* » scenarios analysis, land use models can also support land use planning and policy (Couclelis, 2005; Verburg, 2006).

A variety of modelling approaches are used for LUCC simulation (Parker Dawn C. *et al.*, 2003). These include: (1) *Equation based models and system models:* all models are mathematical in some way, but these are specially so. Their main purpose is to

optimize a system of equations rather than to predict the behavior of the studied input design. These equations seek for a static or equilibrium solution. The most common mathematical formulation used for these models are sets of equations based on economic theory (Kaimowitz & Angelsen., 1998), on linear programming (Aurbacher & Dabbert, 2011), on heuristic solution techniques such as simulated annealing for forest landscape management (Baskent & Jordan, 2002) or on theories of population growth and diffusion over time (Sklar & Costanza, 1991). These optimizing models may be informative for research and long-term planning, but in general they require a substantial effort for the model development in order to link to the practical planning problems (Simmonds & Feldman, 2011). A major drawback of such models is that a numerical or analytical solution of the system of equations must be obtained, limiting the level of complexity that may practically be built into such models. (2) *Empirical and statistical techniques* include stochastic methods (*e.g.,* Markov chain) and a variety of regression techniques such as generalized linear models (Aspinall, 2004), logistic models applied to space and more tailored spatial statistical methods (Ludeke *et al.*, 1990; Mertens & Lambin, 1997). Although LUCC modelling is common, each model is tied to a theoretical framework and data inputs simplification which may downplay decision making and social phenomena. (3) *Expert models* combine expert judgment with probability techniques, such as Bayesian probability or Dempster-Schaefer theory (Eastman, 2003). *Artificial neural networks* approaches can also be classified in this category. (4) *Cellular models (CM)* include cellular automata (CA) and Markov models. A basic CA consists of five components (Moreno *et al.*, 2009): (i) a grid space on which the model acts, (ii) the cell states in the grid space, (iii) the transition rules that determine the spatial dynamic process, (iv) a neighborhood that influences the central cell and (v) the time steps. The most used CM combine CA and Markov analysis as method for defining transition matrices. CM methods have recently supported many LUCC models (Guan *et al.*, 2011; Kamusoko *et al.*, 2009; Verburg, 2006), but they face challenges when incorporating human decision making. Indeed it is necessary to use hierarchical rule-sets to make a difference between the kinds of decision making that apply to groups of cells, such as local land-tenure structure. (5) *Agent-Based Models (ABM)* focus on human decision making materialized by agents (Castella & Verburg, 2007).

Agents must act according to some model of cognition that links their autonomous goals to the environment through their behaviors. Such models are very data demanding and the specification of realistic agent behavior and diversity is very challenging, especially when it comes to the behavior of the agent at higher levels of organization such as institutions (Kamusoko *et al.*, 2009; Verburg, 2006).

In spatially explicit model using CM and ABM, geographic space is typically represented as a grid of regular cells and the neighborhood is defined as a collection of cells based on physical adjacency. Many studies have demonstrated that such cell-based models are sensitive to the varying units used at which the land-use data are represented in the models. The modelling results may vary according to the cell size (Jenerette & Wu, 2001), the neighborhood configuration (Kocabas & Dragicevic, 2006; Ménard & Marceau, 2005), the stability of the model and its ability to replicate spatial patterns (Moreno *et al.*, 2009). To cope with this scale sensitivity, some authors have used, instead of a regular grid, an irregular tessellation to represent space layer such as Voronoi diagrams (Flache & Hegselmann, 2001) or Delaunay triangle network (Semboloni, 2000). Irregular tessellation has been used with success in CM. One limitation of these approaches, however, is that the polygons don't match the real-world entities composing the landscape as stakeholders could perceive in a meaningful way. From another angle of view comparing pixel *vs* entity, the simulation results lead to an increased patchiness of the landscape when the models are based on a pixel level approach rather than an approach that accounts for the land management units (parcels) (Verburg, 2006). The *entity-based landscape models* avoid these disadvantages by splitting the landscape into meaningful objects with semantic features. Also, the qualitative and quantitative attributes of these entities are often used in the internal process of the model simulation.

Land use modelling is often deterministic and does not reflect the uncertainties that occur in stakeholders' decisions and their impact on land use change. A deterministic modelling approach takes a single value for each parameter and yields a single prediction of the system response. The produced output is one solution that predicts the future as one Boolean image for each land use class (*i.e.,* each pixel takes one

value). Taking into account uncertainty in simulation as probabilistic analysis seems to be relevant and more appropriate for supporting socio-economic diversity and non-mechanistic human behavior. One way to incorporate uncertainty is probabilistic modelling (*e.g.,* using the Monte Carlo technique), where uncertain parameters are described by probability density functions and the result by a probability distribution for all the possible outcomes (Liang *et al.*, 2012).

Despite the many advances in landscape change modelling over the past decade the simulation of feedbacks for auto-regulated systems remains less common. One of these feedbacks is the driving factors of land use change and impacts on socio-economic and natural conditions (Verburg, 2006). Such feedbacks are essential to obtain a more complete understanding of the land use system dynamics and possible pathways that lead to amplification or attenuation of the changes.

2. Challenges for the argan forests

History of forest management in Morocco

Until the beginning of the 19th century, the Moroccan forestry policy was non-existent. The community management (*common property management*) based on Islamic and traditional rights controlled the access and use of various goods and services of the forest. It is only in 1917 that the forest administration was created and forest and private domains were distinguished. Community management being destabilized, the forest domain has been managed since according to an antagonistic relationship and a deep mistrust between local population and forest officers. It was until the 90s, following the recommendations of the Rio world summit on Sustainable Development, that forest management plans have been elaborated in dialogue with the local population. Its participation is however limited to discussions about the infrastructures and social facilities to be developed in their forest. In general, the Moroccan forestry policy is still empowered by the central administration according to a "top-down" scheme but includes progressively more and more social realities. Local communities are now considered as stakeholders in the land

management and forest conservation measures. Nevertheless, the implication of the local population is not sufficient to stop forest degradation.

Only 10 % of the total argan area is currently covered by forest management plans. The impact of these actions remains quite limited. The lacks of natural regrowth and the failure of reforestation are the mains challenge for the administration, mostly due to the difficulty of regulating the grazing activity or enforcing closure periods. Most of the time, the actions of the forest officers generate the hostility of the population and local authorities.

Argan forest agro-sylvo-pastoral system

The forest legislation in use today reflects the multiple ecosystem goods and services of the argan forests: though tenure status is recognized as forest domain, usufruct rights are granted to local population. Local institutions produce and regulate access rights to natural resources in their territory. In practice, the ownership of argan parcels falls into one of two spatially distinct categories: private or public which is subdivided in two traditional users' management strategies, *i.e.,* «*agdal*» and «*mouchaa*». Private parcels usually exploited as farmland can be used only by their owner. Trees in *agdal* areas, precisely delimited, are assigned to particular users through traditional arrangements, internal to the community that hold exclusively the rights of nut harvesting. The *agdal* rights are transmitted to heirs. *Mouchaa* land is a common forested area, basically a buffer for the other categories. Recently a new kind of *agdal*, named «*managed agdal*», is developing in the region. It is considered as semi-private area and restricts forever the grazing rights of the other users. In addition of being illicit possession, this proliferation of *«managed agdal»* demonstrates the weakening of the community power and a trend to a more individual management of argan stands.

While user rights are officially recognized, the government remains the legal owner of the trees, which is arguably discouraging users' investments (Lybbert *et al.*, 2002). Today, several authors contest the current legislation and claim that more efforts have

to be made to gain the trust between users and forest officers (Bourbouze & El Aïch, 2005), to reform the law towards co-administration of natural resources (USAID/Morocco, 2008), rethinking the actual immobility of the forest domain (Chaussod *et al.*, 2005; Romagny, 2009a), to return to the state before delimitation (before the protectorate period) (Bejbouji *et al.*, 2011) or to empower local institutions for management (Lhafi, 2010). In short, the argan forest is increasingly seen as an agro-ecosystem where users must be involved in every conservation management strategy. It should be managed such an agro-ecosystem and its peculiarities of combining a fruit tree and a pastoral area, should be taken into account.

Experiences of public / private partnership in natural resource management

Incentive and market-based mechanisms (IMBM) have been considered as solutions likely to support the farmers, communities, private companies and other managers of the natural resources to adopt sustainable management practices (UNCCD, 2012). Nevertheless, these incentives based solely on market valuation by creating label, geographic area (IGP[22]), local product or certification, profit more to associations and firms situated at the marketing chain tail than to the local farmers, the effective users of the natural resources. In many cases, these IMBM remain insufficient to encourage population to invest and be involved in sustainable management practices. The efficiency of these mechanisms could be improved when they are used in combination with financial incentives that profit directly to stakeholders such as through payment for ecosystem services (PES) (Jack *et al.*, 2008; le Polain de Waroux, 2012). This however raises some operational issues: how to proceed with the economic incentives? At which level (household or community) and at which land unit (parcel or forest) the sustainable actions should be executed and controlled?

[22] IGP : Indication Géographique Protégée.

How these incentives could insure the involvement of all (beneficiaries and non-beneficiaries)?

The close relationship linking local inhabitants to argan trees through the traditional management defines the spatial units (*agdal* parcels) and users which might help to successfully set up economic incentives. Nevertheless, because of the deeply embedded mistrust between locals and forest officers, such economic incentives should be coupled with legislative policy of land tenure offering more latitude to locals for full land user rights. The coupling of economic incentive /rights recognition could make the difference to adopt conservation and afforestation actions in argan forests.

Some examples of this Public / Private Partnership (PPP) allowing more flexibility for forest co-management are given here below. China's wastelands policy gives farmers contracts to use certain parcels and rights to enjoy the economic benefits generated from the planted crops, trees or grasses. In return, the land user must commit to land management practices controlling soil erosion and maintaining soil and water quality (UNCCD, 2012). Sarin (1995) reports a case of joint forest management in India. The government still remains the legal owner of resources and works closely with forest users. The co-management program recognizes the legitimacy of administrative agreements on sharing profits with the users. The Indian government does not challenge the decisions taken at the local level, and operates under agreement of the local community. Hence, users are encouraged to regenerate their forests and to participate in their management. Before it being destabilized by intensive agriculture, the system of Dehesa, in the south of Spain constituted a balanced agro-sylvo-pastoral system managed by private exploitations (Aviles Benitez, 2000). Even in Morocco, households' plantations of almond trees on collective domain are successfully managed in small terraces in the Anti Atlas Mountain (Tafraout, Ighrem). In the mountain hillsides of the Souss region (southwestern of Morocco), the increasing scarcity of water for irrigation of intensive crops has led some farmers to plant argan

trees on their private parcels (case of Boulfaa, Sebt Guerdane). Also, the PPP around agricultural lands foreseen in the Green Morocco Plan (GMP)[23] led to the concession of a total surface of almost 95 000 ha distributed out of 560 projects. By regrouping users around private investors, the GMP puts the development of the argan oil production at the center of the rural development strategy for the Souss region.

From a legal point of view, while "ownership" is "the right to enjoy and dispose of something in the most absolute manner", "*possession*" is defined rather as "the use or enjoyment of a thing, not necessarily accompanied by its ownership" (Larousse ©). In Oxford dictionary, it's defined as "visible power or control over something, as distinct from lawful ownership; holding or occupancy as distinct from ownership"[24].

In the argan forest area, while it still not legally recognized, the current land possession (*managed agdal*) is solely an occupation act for exclusive use of the resources parcel (land and trees). Thus, when using that word (possession) hereafter in the text, it doesn't refer to an ownership right where the farmer is the absolute owner, but rather to an informal occupation (squatter in enclosed parcel).

The current context witnesses a dynamic of illegal occupation of forested areas by users due mainly to (i) the weakness of traditional common control systems and the rising of individual forest land management, and to (ii) the boom of the argan oil price. The scope of this work is to anticipate the current dynamic in terms of land possession by the users and its impact on forest stand degradation. But also to test the potential repercussions of expanding a new forest management approach based on PPP.

In order to do so, this study aims developing decision support system and assesses the impact of different incentive mechanisms on the argan forest degradation within a co-management framework. The model simulates the expected change for to next 30

---

[23] http://www.ada.gov.ma/Plan_Maroc_Vert/plan-maroc-vert.php Last consulted in 28/11/2012.

24 http://oxforddictionaries.com/definition/english/possession Last consulted in 18/02/2013.

years of land possession by locals and forest stand degradation levels according to three PPP scenarios based on land tenure policy and economic incentives. The three scenarios are compared for their effects on argan forest degradation measured by tree density and qualitative stand degradation level. The proposed modelling approach relies on two keys elements that are: (1) the use of an *entity-based model* to represent real-world parcels making the landscape; and (2) the implementation of stochastic processes to simulate uncertainty and document the variability among model realizations for the simulated land possession and stand degradation dynamics.

3. Study area and related data

The study area covers approximately 12 500 ha (Figure 5.1) and includes 11 villages corresponding to two rural districts (Smimou and Idda ou Azza). These are located on the plateau of Haha, in the northern part of the argan region. The argan tree is the main natural feature within the study area while two natural vegetation types (argan and thuja forests) are distinguished from their attributes and socio-economic roles. Thuja forests (*Tetraclinis articulate sp.*), have closed canopy trees and dominate the upper storey of the massive mountains (Amsiten, Aguirar) and supply the main fuel-wood consumption. The pure argan woodlands are located at lower elevations (plateau). They are generally scattered throughout the undulating landscape with a density that varies from 30 to 80 trees/ha.

Three data types, namely (1) the socio-territorial units (STU) and parcel boundaries, (2) biophysical, and (3) socio-economic data, were used in the modelling approach.

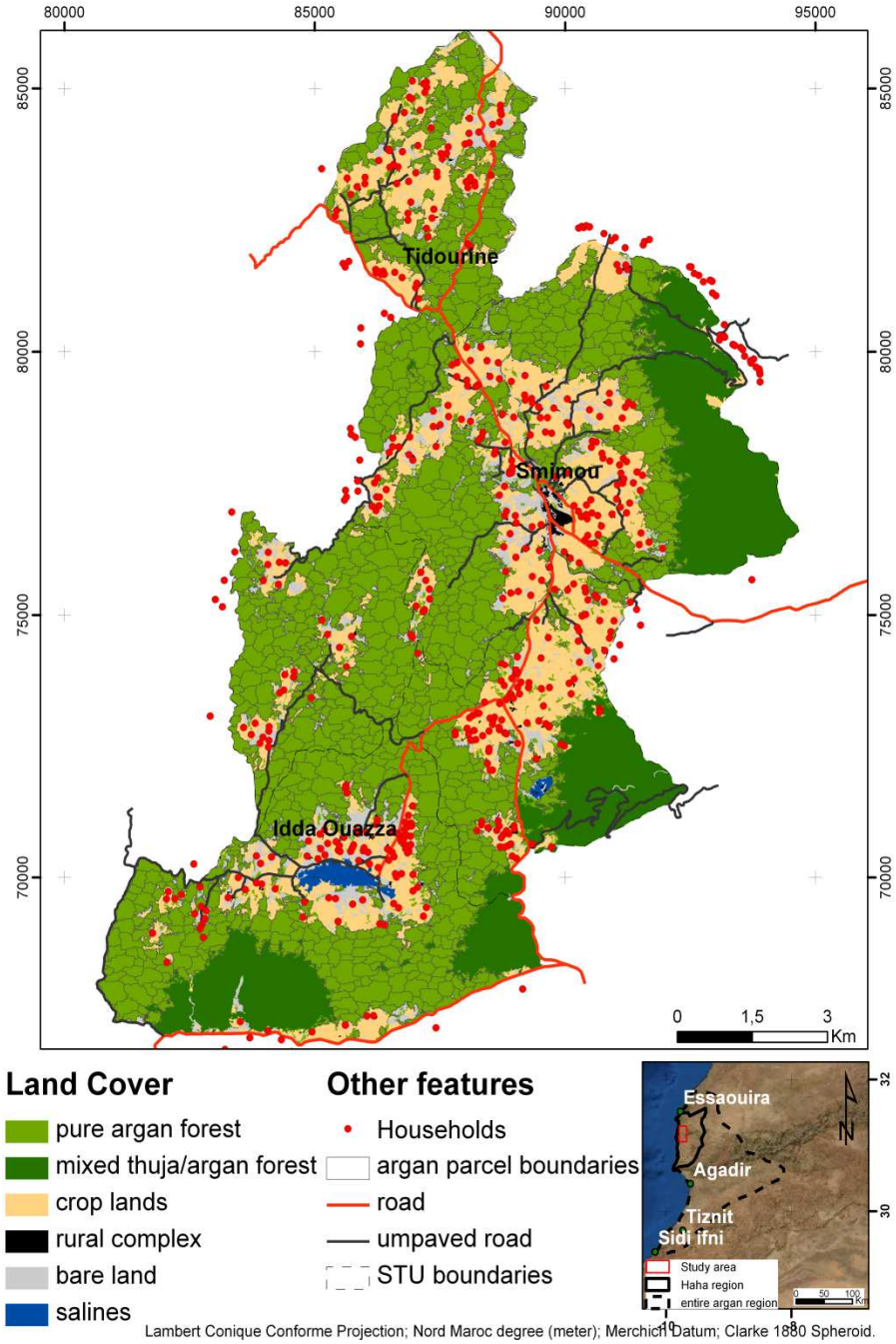


Figure 5.1. Study area showing land cover, STU and argan parcels boundaries.

Biophysical data include a land cover map, a forest Stand Degradation Level (SDL) and physical variables such as the slope, the elevation, and the slope exposure. Socio-economic data include mainly the Traditional Land Management (TLM) variable, the household density, and the argan parcel scarcity. These data are briefly described below. Most of the data were collected from very high resolution satellite images and/or validated from a large set of field data.

STU/parcels boundaries

A STU is generally defined as a geographic space exploited by the same community (*fraction*) of the local population linked by relations of solidarity, common interests and a specific organization for the exploitation of agro-sylvo-pastoral resources. Six STU (Tidourine, Ida Ou Talilt, Sidi Brouzekri, Tadart, Id M'barek ou Ahmed, Tourhnist) were distinguished in the study area[25] (Figure 5.1).

Argan parcels boundaries were automatically generated using a segmentation algorithm (eCognition software) applied to a multispectral SPOT-5 satellite image, ortho-rectified with a spatial resolution of 2.5 m, acquired in July 2008. The parcels boundaries were delineated according to three main criteria: (1) the spectral and the contextual homogeneity, (2) the compactness/shape and (3) a minimum area of 1,000 m². Figure 5.2 shows the relevance and the matching level between the parcels currently possessed (into closure) and those generated by segmentation. The whole set of variables required for analysis was derived at the parcel level.

[25] Ben Omar (2009) defines the STU and their influence land from village surveys based on ethnic affiliation and herd movements.

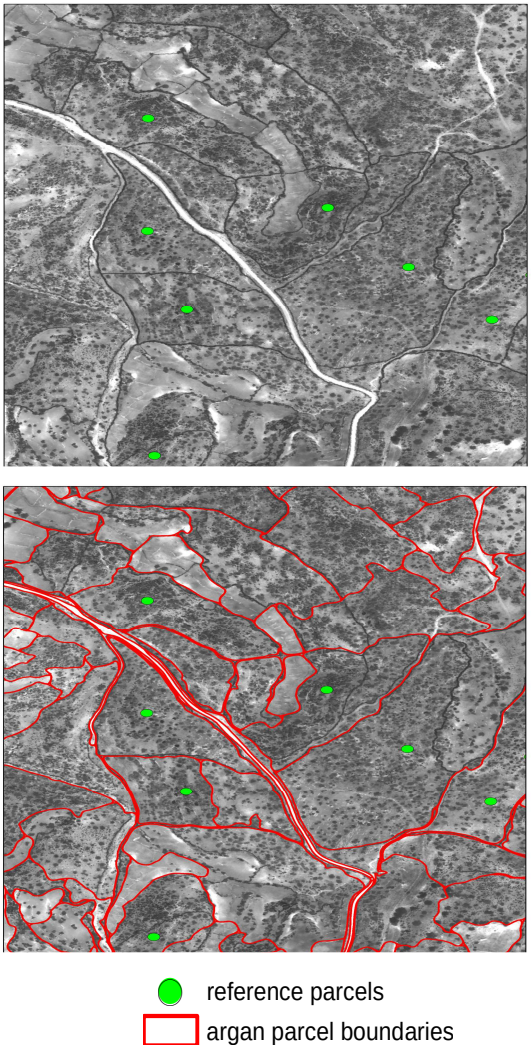


Figure 5.2. Matching between argan parcels possessed (into closure) and argan parcels delineated according to homogeneity and scale criteria.

Biophysical data

The land cover map depicts six classes (*i.e.,* pure argan forest, mixed thuja/argan forest, agricultural lands, bare land, build-up areas and salines) obtained from object-

oriented image classification of the ortho-rectified SPOT-5 image. An overall thematic accuracy of 80% (Kappa index = 0.84) was achieved using 200 validation samples. The argan tree density was estimated using a calibration tree crown detection method and validated with a sample of field plots (R^2= 0.85).

The SDL is a discrete variable including three levels to describe the argan degradation state (*i.e.,* slightly degraded, quite degraded and highly degraded). The current SDL was derived from the relevant variables that have been identified by logistics models for the qualitative degradation (chapter 3). The overall accuracy was evaluated at 76% using 127 survey plots.

Physical parameters (*i.e.,* slope, slope exposure, distance to the lowland (talwegs), elevation and oceanity) were derived from the GDEM ASTER with 30 m ground resolution and ± 9.8 m of locally estimated geometric precision (*rmse*) (chapter 4).

Socio-economic data

The TLM is a discrete variable including two categories, namely *mouchaa* and *agdal*, which defines the usage rules applied to each argan parcel. This variable was derived from the matching between field observations and several spatial variables (tree density, slope and distance to the household). The derived model to predict the TLM category from the spatial variables provides an accuracy of 67 % as computed from the 127 field observation plots.

This variable can be coded in binary form (0, 1). However, it was preferred to keep the distance between these categories *(mouchaa* and *agdal*) corresponding to theirs odds ratios (1, 1.6) as calculated by logistic models for qualitative degradation.

Household density was derived from a spatial layer showing the point location of the isolated houses (weight = 1) or grouped houses (hamlet) materialized by a point with a so-called weight of habitations (number of houses by hamlet). The layer of house location is digitized from a Quick Bird image with a 0.6 m spatial resolution acquired

on 2006. Thus, the distance of argan parcels to nearest point of household density was also calculated.

Argan parcel scarcity, corresponding to the surface of argan forest still available within a radius of 1 km from each household, as well as other *distance-based variables* (*i.e.,* to the farm land, road, and unpaved trail) were obtained from the land cover map and digitized layers of roads and unpaved trails from the satellite image.

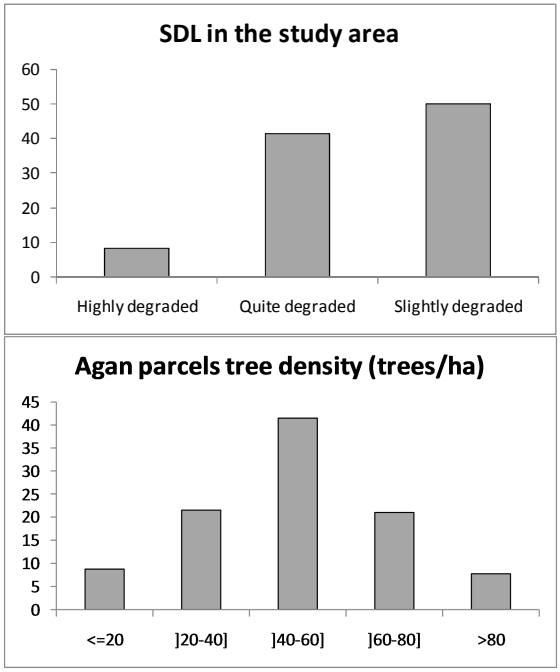


Figure 5.3. Distribution (%) of some inputs variables calculated from the current studied argan forest. (Continued)

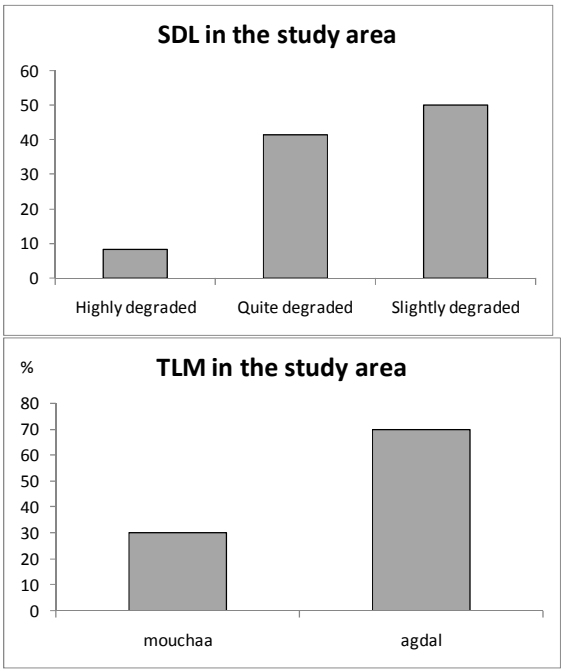


Figure 5.3. Distribution (%) of some inputs variables calculated from the current studied argan forest. (area of the delineated argan parcel (ha); argan parcel tree density (trees/ha); Stand Degradation Level (SDL) and Traditional Land Management (TLM)).

4. Methods

Two interrelated argan parcels dynamics were considered in the model in order to cover 30 years of simulation. These were (1) the argan parcels possession and (2) the stand degradation including the SDL and the tree density. The detailed steps are shown in figures 5.4, 5.5, 5.6:

The possession dynamic was simulated combining suitability of argan parcels for the household possession and Markov chain analysis. The Markov chain process controls temporal change among the parcel land tenure types (possessed/ not possessed) based on transition matrices defined from the original transition probability matrix of land

tenure type (Guan *et al.*, 2011). The suitability function controls spatial pattern change through local rules simulating the decision made by farmers for choosing among parcels. It was estimated from several biophysics and socio-economic variables calculated at the parcel level. Furthermore the spatial assignment for the simulated possessed parcels is executed according to a dynamic adjustment for introducing farmer behaviour (uncertainty) and local rules (required suitability or required rate planting success). It was implemented through a stochastic allocation (Monte Carlo technique) as a function of the suitability and scarcity levels.

The stand degradation dynamic was based on Markov analysis used to estimate potential transition quantities of parcels which change SDL. The vulnerability function defines the spatial distribution of the SDL dynamic. It was calculated by multi-criteria evaluation analysis based on the ecological potentialities and the overgrazing risk level around the argan parcel. The outputs of this dynamic will be contrasted according to the support level of the locals to the argan parcels management (three scenarios of the possession dynamic). The approach for simulating the stand degradation dynamic was consistently maintained for the three envisioned scenarios.

based on field observations, natural regeneration is completely absent and by assuming constant the current grazing level, it will not occurs by itself anymore. Hence, the tree density will decreases continuously as function of both the rate of tree density change estimated for the last twenty years and the planting actions in the possessed parcels within the PPP framework.

The three simulated scenarios are iterative with a time interval of one year:

> *The business as usual scenario* (scenario 1) corresponding to the continuation of the currently observed dynamic of illicit parcels possession as seen for «*managed agdal*», without any involvement of the farmers to the afforestation process (Figure 5.4).

The public / private partnership scenario (scenario 2) simulating the impact of a coupled economic incentive /rights recognition to encourage farmers to take over on sustainable and planting actions in the newly possessed parcels (Figure 5.5).

The total disengagement of the population for forest protection (scenario 3) corresponding to the pessimistic scenario which simulated forest degradation dynamic when no possession (even illegal) was completed (Figure 5.6). This total disengagement of the local population could happen if the argan tree income becomes significantly low compared to non-farm activities (cash remittance, fishing and construction).

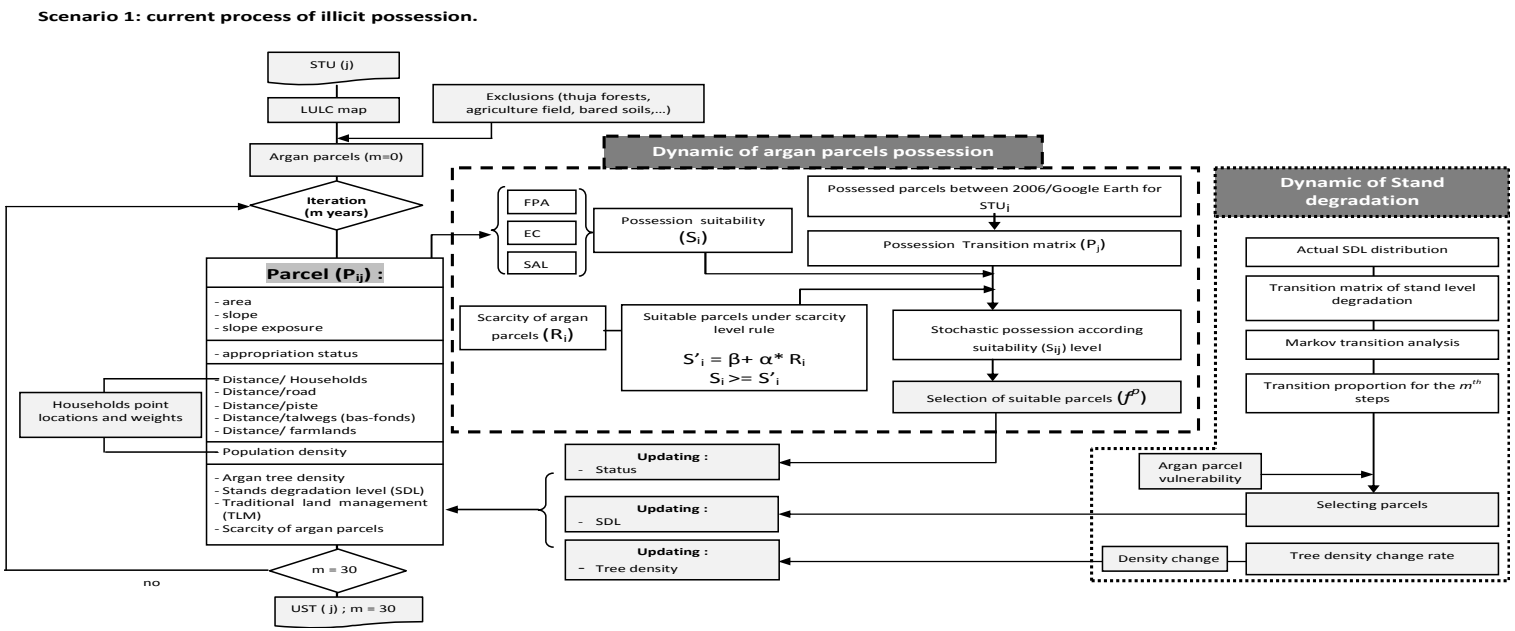


Figure 5.4. Overall methodology flowchart of scenario 1. Three components could be distinguished: data input and suitability calculation; argan parcel possession and stand degradation dynamics. (Forest and Pasture Aptitude (FPA), the Exploitation Convenience (EC), Social Attractiveness Level (SAL), Stand Degradation Level (SDL), required parcels suitability (S'_i)).

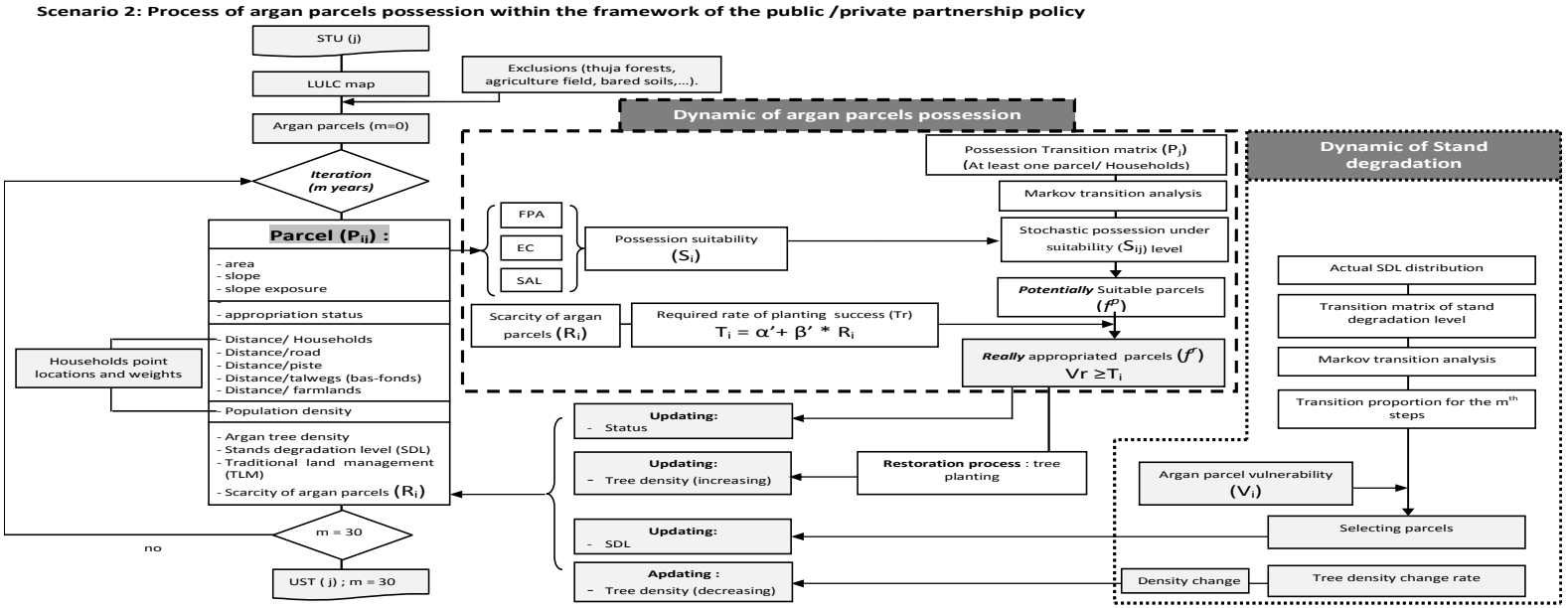


Figure 5.5. Overall methodology flowchart of scenario 2. Three components could be distinguished: data input and suitability calculation; argan parcel possession and stand degradation dynamics. (Forest and Pasture Aptitude (FPA), the Exploitation Convenience (EC), Social Attractiveness Level (SAL), Stand Degradation Level (SDL), required rate of planting success (Ti)).

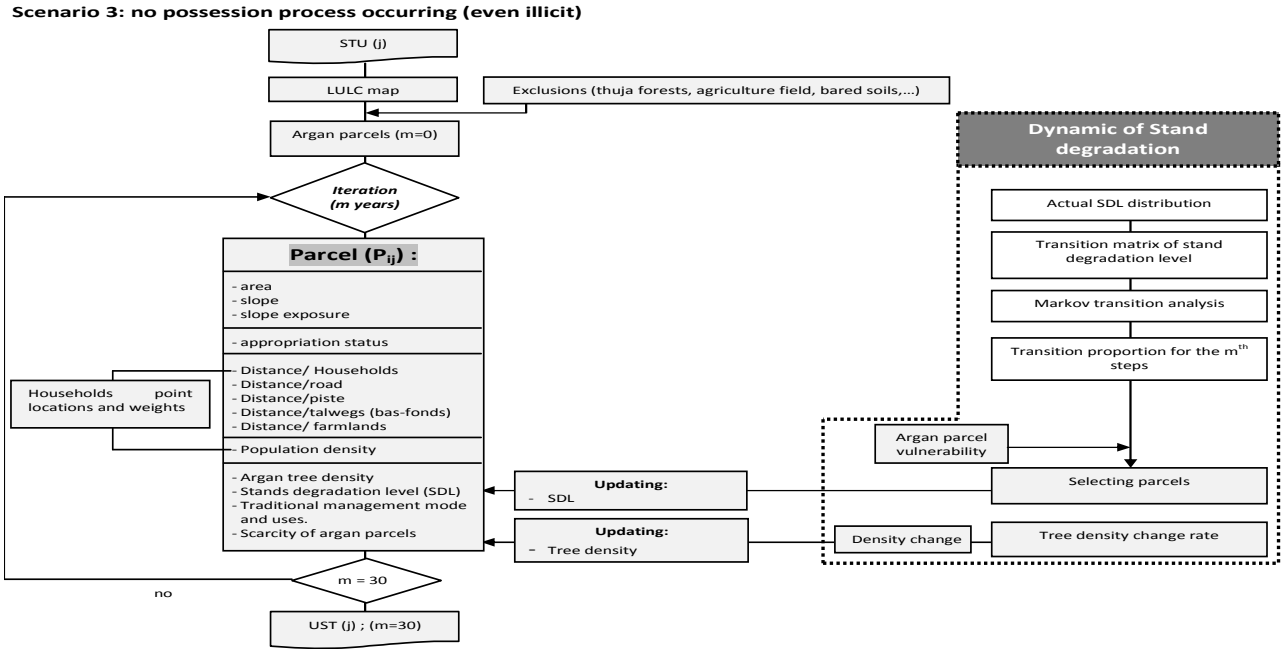


Figure 5.6. Overall methodology flowchart of scenario 3. Two components could be distinguished: data input and suitability calculation and stand degradation dynamics. (Stand Degradation Level (SDL)).

4.1. Possession suitability and vulnerability of argan parcels

Parcels suitability attempts to simulate the hierarchy process made by the farmer for possession intention. Choosing a parcel should be influenced by biophysical and socio-economic conditions around the argan parcel. Three components are considered into the suitability function, namely Forest and Pasture Aptitude (FPA), the Exploitation Convenience (EC), and the Social Attractiveness Level (SAL) (Figure 5.7). The former component translates the biophysical consistency of the forest stand regarding its tree density, its degradation level and its position in the toposequence. The parcel exploitability expressed by EC is calculated based on the parcel area and based-distance variables. The third dimension of the parcel suitability reports the social pressure in the parcel environment and the competition between farmers for exploiting the same area. It measures mainly the scarcity of argan resources.

Spatial multicriteria models may provide an equitable and efficient way to incorporate people's preferences in social decisions. The Analytic Hierarchy Process (AHP) (Saaty, 1980) is a powerful tool dealing with complex problems, such as those with high stakes, involving human perceptions, judgments and whose resolutions have long-term repercussions (Xiong *et al.*, 2007). Parcels suitability was evaluated using the AHP method. Biophysical and socioeconomic variables (Figure 5.7) were used to compute a year-based transition suitability map based on the spatial distribution of each variable and its weight in the possession process. In the model development, a two-stage AHP was performed. First, the variables were grouped into three components (FPA, EC, and SAL) considered to have an equal importance into the possession process. Secondly, the set of weights related to specific variables belonging to one of the three groups (Figure 5.7) were obtained by pairwise comparisons from expert judgments and according to the groups' goal (productivity, exploitability and area attractiveness).

A detailed analytic process is given below:

Relative importance of variables ($v_1, v_2, \dots v_m$) is analyzed by expert judgment.

Calculate the geometric mean of every row M_i :

$M_i = \left(\prod_{j=1}^{m} v_{ij}\right)^{1/m}$

Get the weight of $(v_1, v_2, \dots v_m)$:

$W_i = \frac{M_i}{\sum_{i=1}^{m} M_i}$ ($\forall$ (*i,j*) = 1, 2,...., m)

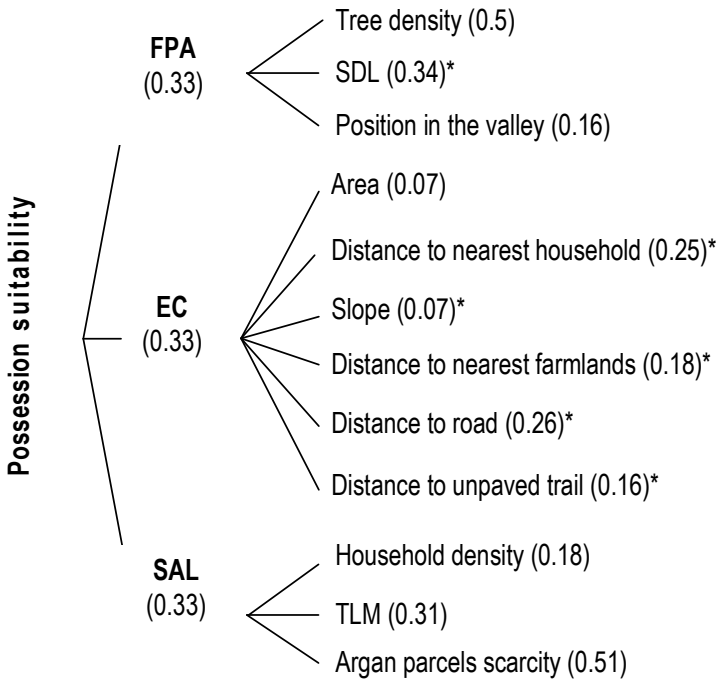


Figure 5.7. Relative importance (weight values between brackets) of the variables used to evaluate possession suitability. All variables are standardized (between 0 and 1). Variables with * are inversely correlated (1- variable value) to its immediate goal. (FPA for Forest and Pasture Aptitude; EC for Exploitation Convenience; SAL for Social Attractiveness Level; SDL for Stand Degradation Level; TLM for Traditional Land Management).

The vulnerability to degradation establishes the hierarchy between argan parcels according to their degree of readiness to change SDL in the dynamic process of degradation. It depends, on the one hand, to the parcel ecological potentialities reflecting its resilience capacity to cope with disturbances, and secondly, to the risk of over-use carried primarily by overgrazing. The ecological potential of the station was calculated from the argan stand conditions (SDL and tree density) and from topographic variables (slope and slope exposure) which determine in large measure the soil water balance. The over-grazing risk was measured by household's density and the pastoral offer in the parcel environment within a radius of 1000 m. The forage availability was estimated from the equation 1 adapted from Alados and El Aich (2008), Bourbouze and El Aïch (2005) and Naggar and M'hirit (2006).

Pastoral offer = 0.55 × SD + 0.36 × QD + 0.09 × HD (1)

SD; QD; HD are respectively the total area of slightly, quite and highly degraded parcels.

Similarly, the argan parcel vulnerability was estimated using AHP method from the two outlined components (ecological potentialities and overgrazing risk) (Figure 5.8).

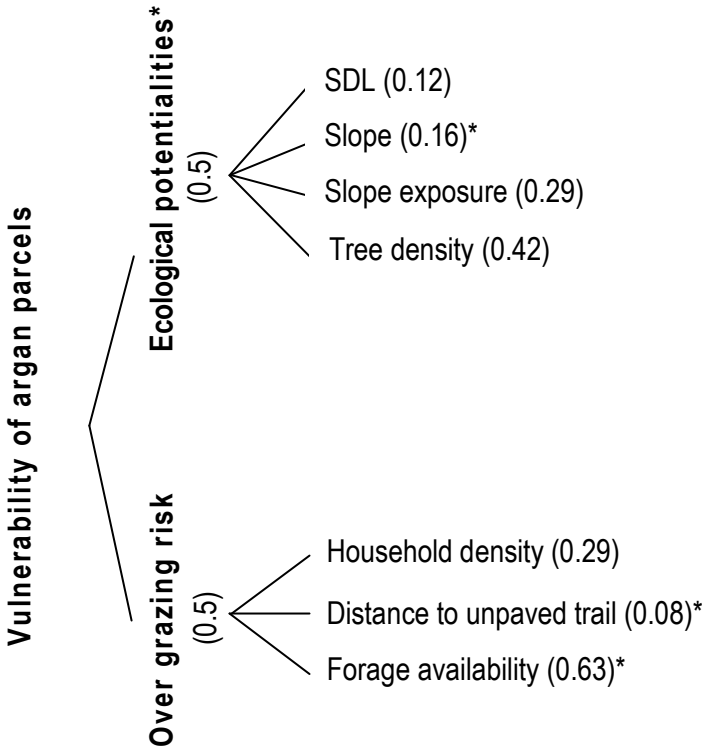


Figure 5.8. Variable weights used in vulnerability estimation. Two components have been used to estimate the vulnerability map of the argan parcels: over grazing risk; ecological potentialities. All variables are standardized (between 0 and 1). Variables with * are inversely correlated (1- variable value) to its immediate goal.

4.2. Computation of transition matrices for the possession dynamics

The transition matrix was constructed from the overlapping of two very high resolution satellite images respectively for year 2006 (Quick Bird 2006 – 0.6 m) and 2009 (Google Earth scene – 2.5 m). The recently enclosed parcels, *i.e.,* newly possessed parcels were detected visually. The annual rate of parcels recently enclosed (possessed) (R1) was then calculated for each STU (see equation (2)). This proportion (R1) has been considered constant over the next 30 years for scenario 1.

$$Ri = \frac{ni1}{N*d1}; \quad (2)$$

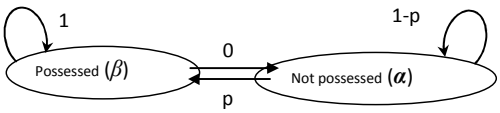
Which:

d1 is the observed epoch (2006 – 2009),
n1 is the enclosed parcels in the d1 epoch in one STU (i ; i = 1, ...6).,
N is the overall number of available parcels in one STU (i ; i = 1, ...6).

The transition matrix in the scenario 2 was established by considering, in the initial conditions, that at least one parcel was allowed for each household. The same household is not entitled to a second parcel before a period of three years (d2), period deemed necessary to ensure the survival of argan seedlings. The forecast transition proportions of possessed parcels were estimated from a so-called original transition probability matrix (P) and Markov process.

Argan parcels were assumed to take two tenure situations, namely possessed (β) and not possessed (α):

$$P = (p_{\alpha\beta}) = \begin{matrix} \\ \beta \\ \alpha \end{matrix} \begin{matrix} \begin{matrix} \beta & \alpha \end{matrix} \\ \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ p & 1-p \end{bmatrix} \end{matrix}$$



In the above matrix, $p_{\alpha\beta}$ is the transformation probability, in one step, from the αth status into the βth status.

The P matrix is a stochastic $(\sum_{j=1}^{2} p_{\alpha\beta} = 1)$ non regular matrix as the status is not mutually convertible, *i.e.*, [$P\ (x_m = \alpha | x_{m-1} = \beta)$ = 0].

The initial $p_{\alpha\beta}$ at the first step of the simulation was calculated from equation (3).

$$p_{\alpha\beta} = \frac{ni2}{N*d2}; \quad (3)$$

Which:

d2 is the time required - to the same household- to receive a second parcel,
ni2 is the total number of households in one STU (i ; i = 1, ...6).,
N is the overall number of available parcels in one STU (i ; i = 1, ...,6)..

Then $p_{\alpha\beta}$ was used to calculate the transition probabilities for the next m steps (m; m= 2 to 30) using Markov process. Its mathematics expression follows the two following properties, *i.e.,* equation (4) and (5).:

$$t_m = t_{m-1} * P \quad (4)$$

$$P\ (x_m = \beta | x_0 = \alpha) = \ P_{\alpha\beta}^m \quad (5)$$

t_m and t_{m-1} are the state probability respectively at time *m* and time *(m-1).*

The first property (4) is the non-aftereffect of Markov process: the status of a parcel in the *m* step depends only on its status in the *(m-1) step*. The second property (5) means that the probability of a parcel being in status "α" (not possessed) will be possessed (status = β) in *m* steps, is the mth power of the transition matrix P. From these properties, (4) and (5), we derive the forecasts' probabilities for each year:

$$t_m = t_1 * P^m \quad (6)$$

The proportion (f^p) of parcels changing annually status (*i.e.,* becoming possessed):

$$f_m^p = t_m - t_{m-1} \quad (7)$$

The proportion of changing status per year decreases gradually (f_m^p) by incrementing the simulation year (Figure 5.9). This gradual decrease in the amount of newly possessed parcels adequately depicts the marginal utility of these parcels

compared to effort energy and investments that should be mobilized to restore a newly acquired parcel.

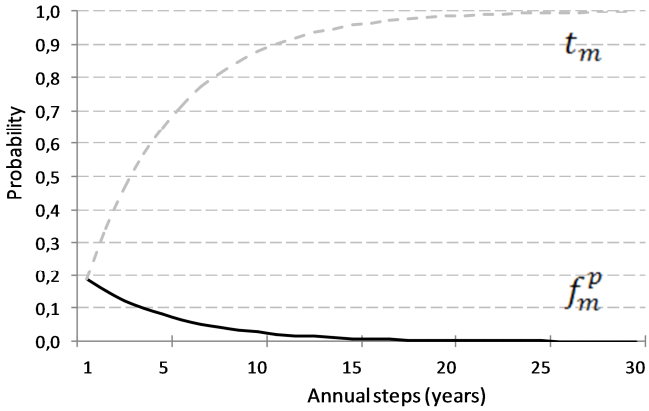


Figure 5.9. Transition probability (t_m) and yearly proportion of parcels changing land tenure status (f_m^p) for the STU of Tidourine.

4.3. Stochastic possession according to suitability level

The transition matrix determines the number of parcels which will be potentially suitable (f_m^p) for possession. The suitable parcels in scenarii 1 and 2 were selected according to a stochastic process, with uniform randomization, by favouring the parcels with a high possession suitability score. The uniform randomization made possible to avoid selecting only high scored suitable parcels. While being influenced by suitability scores, it also introduced a random effect in the household decision made on the basis of other considerations not included in the model. The figure 5.10 shows the development of the approach:

$$n = \sum_{i=1}^{l} F_i$$

Where n is the total available parcel, l is the number of suitability classes (i) and F_i is the number of parcels belonging to each suitability class.

$$f_m^p = \frac{\sum_1^m f_i^p}{n} = \frac{\sum (p_i * F_i)}{\mathrm{n}} \qquad (8)$$

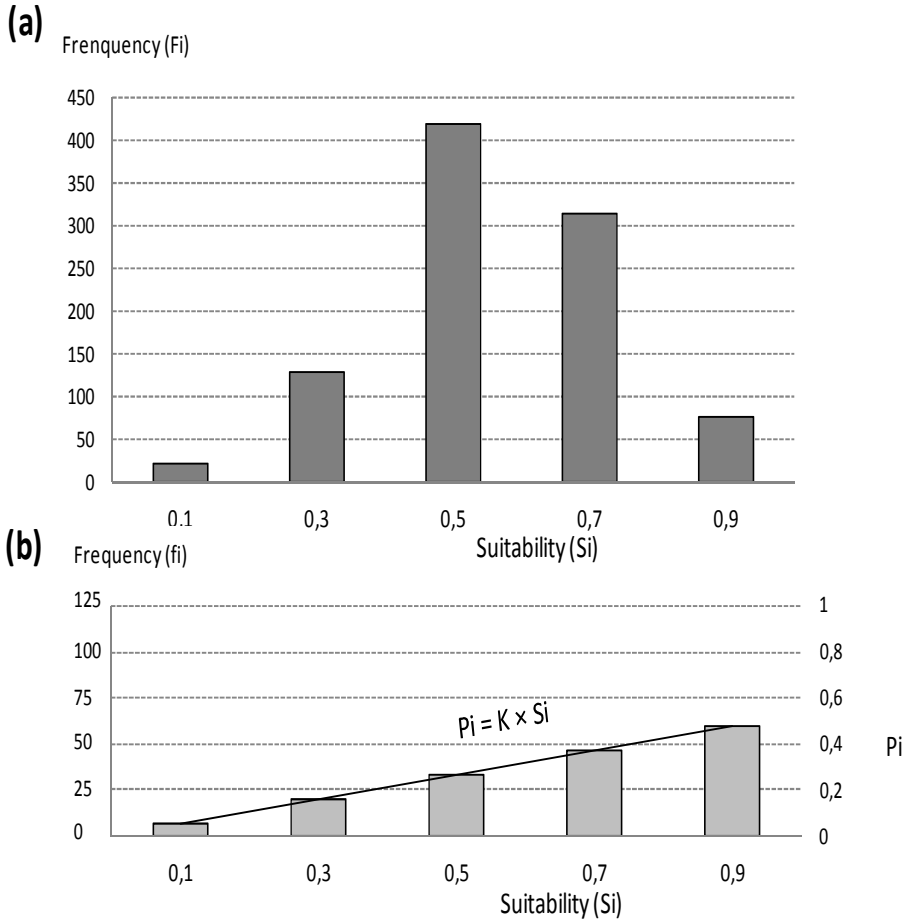


Figure 5.10. Frequence distribution of all parcels *(F_i)* (a) and the selected parcels (f_m^p) (b) thanks to the uniform randomisation using the suitability index (Si).

As the proportion to be chosen by class of suitability (*i*) is proportionally correlated to its suitability score (S_i)

$$p_i = k * S_i \quad (k \in \mathbb{R}^+) \qquad (9)$$

The Equation (3) becomes:

$$f_m^p = \frac{\sum k*S_i*F_i}{n} = \frac{k*\sum S_i*F_i}{n} \qquad (10)$$

Then $$k = \frac{n*f_m^p}{\sum S_i*F_i} \qquad (11)$$

Knowing the value of k, we can calculate the probability of possession (p_{ij}) for each parcel *"j"* in class *"i"* with a suitability S_i .

If $p_{ij} > rp$ then *"j"* is selected (*rp* is a random probability).

4.4. Dynamic adjustment of possession process

The possession process should be adjusted as a function of the evolution of the parcels scarcity and vulnerability level. According to the authors' field-based knowledge, the households' decision is indeed mainly driven by the scarcity of argan parcels. For scenario 1 the households choose parcels with a required suitability (S_i') value which decreases according to the scarcity level. As the scarcity of parcels increases, the minimum required suitability (S_i') is lowered and less suitable parcels are progressively included in the range of regarded parcels. For scenario 2, due to the risk of parcel withdrawal as a penalty, the local stakeholder invests more in the planting effort with an increasing scarcity of parcels; this is the case despite the fact that the conditions for a planting success are becoming increasingly hard.

The constraint of the required rate of planting success (T_i) was arbitrarly derived from the scarcity level and compared to the vulnerability level (V_i). The proportion of parcels that satisfy this constraint ($V_i \geq T_i$) could be known, it is the real proportion ($f_m^r;\ f_m^r < f_m^p$) that will be chosen by households. The figure 5.11 gives an schematic illustration. This dynamic adjustment, according to parcels scarcity evolution, seems to be closer to the household decision than a static threshold.

The currently observed "*managed agdal*" are often grouped in several contigous parcels. By analogy, the two constraints considered above have been useful to ensure spatial contiguity of the selected parcels by raising the parcels chances to be selected in the neighborhood of the previously selected parcels.

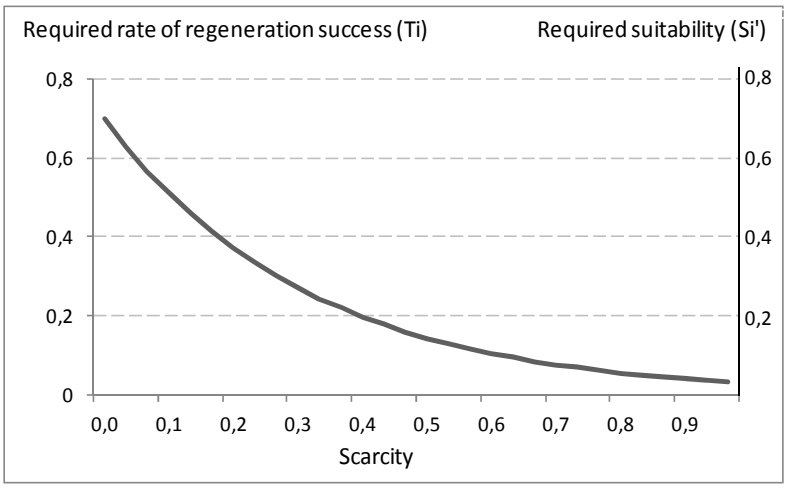


Figure 5.11. Required rate of regeneration success (Ti) and required suitability (S'i) evolution according to scarcity of argan parcel.

4.5. Transition matrices of stand degradation level dynamic

The stand degradation level in the parcels was defined by two criteria that are the tree density and the change in the qualitative degradation.

The evolution of the tree density was simulated using the rate of change (-2.04% in 22 years) estimated from remote sensing data (chapter 2) in the study area. This regressive change in density is assumed constant over the whole period and concerns all parcels even the possessed one. The possessed parcels in scenario 2 also follow a r*estoration process* by plantation of argan trees. The planting success rate was set at 10% of the actual number of trees per hectare every three years. The parcel passes to the "restored" level if its tree density is higher than 80 trees/ha (the maximum density currently observed) and the density change is higher than 10 trees/ha. This latter condition was specially intended to prevent the denser parcels (possessed and having a density close to 80 trees/ha) to change status (restored) from the first year of simulation. A minimum period of 6 years was deemed necessary to remove qualitative degradation.

Qualitative degradation implies the parcels located in the common domain. Two transition matrices (*agdal*, *mouchaa*) were calculated from the actual distribution of the stand degradation level (Table 5.1). Parcels that follow the dynamics of degradation are selected from those with the upper vulnerability level. The forecasted potential transition probabilities for the *m* steps were calculated using Markov transition analysis.

Table 5.1. Transition matrices betwen qualitative degradation level for parcels managed as *agdal* or *mouchaa*.

	Agdal			**Mouchaa**		
	Slightly	Quite	Highly degraded	Slightly	Quite	Highly degraded
Slightly	0.996	0.0036	0	0.995	0.005	0
Quite	0	0.999	0.0009	0	0.999	0.00047
Highly degraded	0	0	1	0	0	1

5. Results

Once the possession dynamics simulated by the models are validated, the quantitative results and the spatial distribution have been analyzed in terms of SDL and tree

density dynamics. As the scenarii 1 and 2 include a stochastic component; the outcomes presented here below are obtained from a set of thirty realizations providing a whole distribution of results summarized by the average and the standard deviation.

5.1. Validation of the possession dynamics

The simulated proportions of the possessed parcels are respectively 5.33 % (± 0.24) and 47.78 % (±0.53) for scenarii 1 and 2. The possession dynamic is nearly 10 times higher in scenario 2 than in the business as usual scenario.

For model validation, we compared the simulated possession maps for scenario 1 and scenario 2 with the actual observed possessed parcels (n = 76 parcels) hereafter called "reference-parcels". For the sake of parsimony of data validation, the reference-parcels are those possessed during the period from 2006 to 2009 (used to calculate the transition matrices) and those that were possessed before 2006. Table 5.2 gives the overall simulation success by buffer areas (50, 150 and 250 m) around the center of the actually observed possessed parcels and their *possession occurrence number* (PO).

Table 5.2. Successful matching (%) between the reference parcels and the simulated possession given by buffer area and the possession occurrence for scenarii 1 and 2.

Scenario 1			
%	**PO ≥ 10**	**PO ≥ 5**	**PO ≥ 1**
Buffer 50	1.32	23.68	78.95
Buffer 150	2.63	32.89	90.79
Buffer 250	3.95	46.05	96.05
Scenario 2			
%	**PO ≥ 20**	**PO ≥ 10**	**PO ≥ 5**
Buffer 0	42.10	73.68	76.32
Buffer 50	69.74	89.47	92.10
Buffer 150	89.47	96.05	98.68
Buffer 250	97.37	100	100

The scenario 1 predicts successfully (> 78.9 %) the location of the parcels to be possessed in the overall area. Nevertheless, the observed possessed parcels don't match the most frequently possessed parcels simulated by the model. Two reasons may explain this discrepancy. The maximum number of occurrences is 11 for 30 realizations, which means that the dynamic of possession is diffused over a wide area. Indeed, the number of suitable parcels is much larger than the demand set by the transition matrix. Despite such difficulty to pinpoint the spatial position of the reference-parcels, the model predicts rather successfully the immediate vicinity of such areas or the potentially favorable areas for possession.

In the scenario 2, the predictions are successfully verified by the observed possession dynamic. Almost more than 70 % of the reference-parcels match with the simulated parcels possessed at least 20 times out of the 30 model realizations. This rate can reach 97% with a buffer area of 250 m around the possessed parcels. These results are remarkable meaning that it captures in a realistic manner the decision-making process of parcel selection.

Figure 5.14 confirms the previous results, there is so much reference plots in the close neighborhood of the plots early possessed in both scenarios. For Scenario 1 areas (circled in dotted line in figure 5.14) appear to underestimate the possession dynamic; this is due to the fact that the pace of possession in those STU is not homogeneous in the period 2006-2009 (as assumed in the model) and the period for carrying the reference-parcels.

The box plot in figure 5.12 shows the suitability distributions of reference-parcels, the possessed parcels and not possessed parcels respectively for scenarios 2 and 1. There is no significant difference ($p>.74$) between the reference parcels and those possessed in scenario 2 whereas this difference is significant ($p<.002$) between the former parcels (reference-parcels) and the parcels possessed in scenario 1 or very significant in comparison to those not possessed in both scenarios ($p<.0001$). The currently possessed parcels (reference parcels) are not always the most suitable; thus the suitability function calculated based on the biophysical and socio-economic data does

not reflect the total complexity of the choices made by households. The use of the uncertainty introduced into the model by the Monte Carlo technique includes a part of complexity not included in the model of the parcels' choice. The decision made by the owner depends on other variables which are difficult to both identify and take into account explicitly into the model. Uncertainty affects possession dynamic, forest degradation prediction and the utility of subsequent decision. The outputs results (possession dynamic and SDL) are formulated as probabilistic distribution, rather than a single value. This ability of model to take into account the uncertainty in the simulated results appears such as a logical step which will lead to compare rigorously the reliability of the studied scenarios.

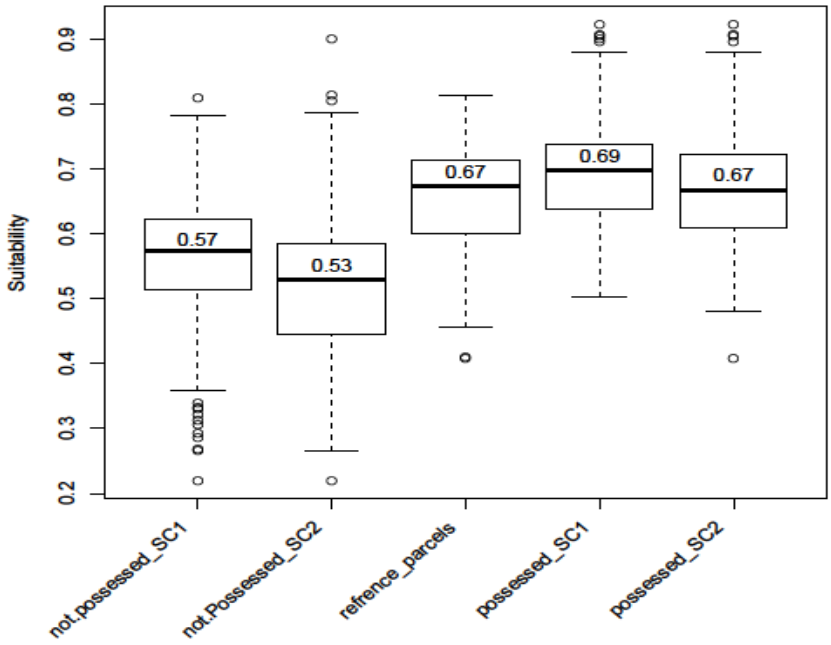


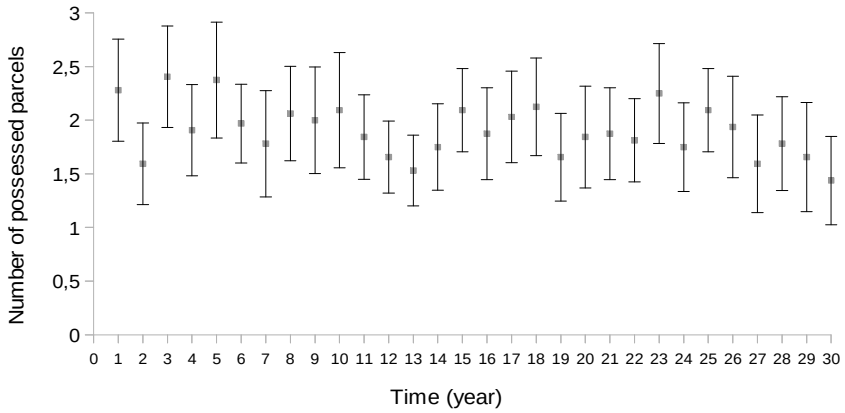
Figure 5.12. Suitability dispersion of reference-parcels, possessed parcels and not possessed parcels for scenario 1 (SC1) and 2 (SC2).

5.2. Possession transition quantities and spatial maps

Figure 5.13 shows the proportion of parcels possessed each year. As defined in the transition matrix, the transition quantity of parcels being possessed is approximately stable (1.902 ± 0.435) for the scenario 1. Following the actual possession dynamic, there are less than 2 parcels which change their status tenure each year in the whole study area. The estimated confidence interval (with $\alpha = 0.05$ for $n = 30$) is relatively important showing an inter-annual variation of this dynamic related to the randomization process included in the model. The need for more realizations is recommended in order to reduce the STD (standard deviation) of the possession rate estimations.

The main of the possession dynamic simulated in the scenario 2 occurs at the beginning of the simulation period. 75.37 % of the possessed parcels are completed after the five first years. The yearly possessed parcels proportion decreases quickly and it becomes less than one parcel after the 24th year. Indeed the suitable parcels become increasingly scarce and the constraint of the conditions needed for regeneration success is increasingly difficult to meet. On the other hand, the farmer already possessing a parcel would become less motivated to claim other parcels because of the constraint quoted before and regarding the marginal utility of the second parcel in comparison to the required investment.

Scenario 1



Scenario 2

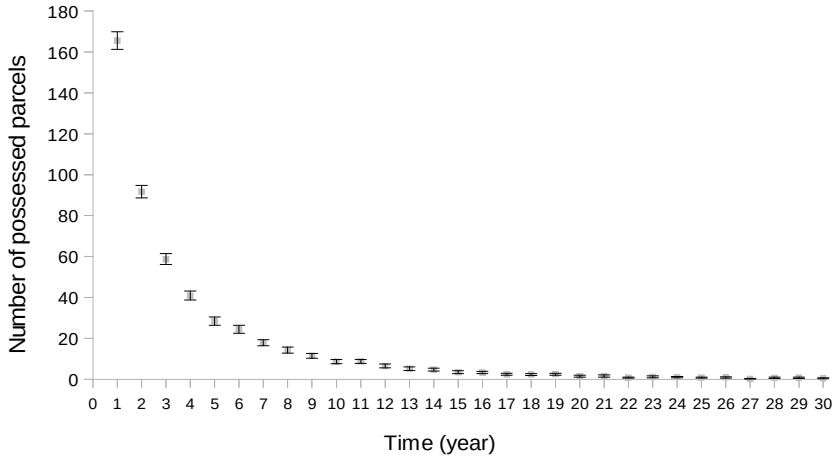


Figure 5.13. Annual number of possessed parcels and its confidence interval simulated for 30 future years for the scenarii 1 and scenario 2.

The spatial distribution of the most suitable parcels (Figure 5.15) is mainly drawn by three variables: the current state of the argan stand measured from the tree density (0.17) and the SDL (0.12), the scarcity of argan parcels (0.17) which mostly depends

on the households concentration and the traditional land management (0.10) as buffer areas around the farmlands. Obviously, according to their ecological potential, the most suitable parcels are located in the most populated areas surrounding the farmlands.

From the possession occurrence shown in figure 5.15 for the business as usual scenario, we can distinguish the areas with high demands of argan parcels (area surrounded with plain green line) and those with low demands (surrounded in red dotted line). The possession dynamic occurs in heterogeneous rhythm according to the transition probability estimated for each STU from 2006 to 2009. The highlighted circled areas (1, 2) correspond respectively to STU with the lower (0.0014) and with the higher transition probability (0.005). These contrasted situations are driven by the territorial limits of each STU and their ethnic influence. In the scenario 2, the possession dynamic is more important and more spread out in space. Indeed the transition probabilities depend on the population density and on the available argan parcels. The non-possessed parcels (surrounded areas in scenario 2) are the most remote from villages' centers. In both scenarii, the possession dynamic occurs by groups of adjacent parcels as seen for the reference parcels. This dispersion in contiguous groups is induced by using dynamic thresholds of scarcity level (scenario 1) and the requirements for successful planting (scenario 2), which also depend among other factors (ecological potential and usages pressures) on the level of scarcity in a buffer zone of 1000 m.

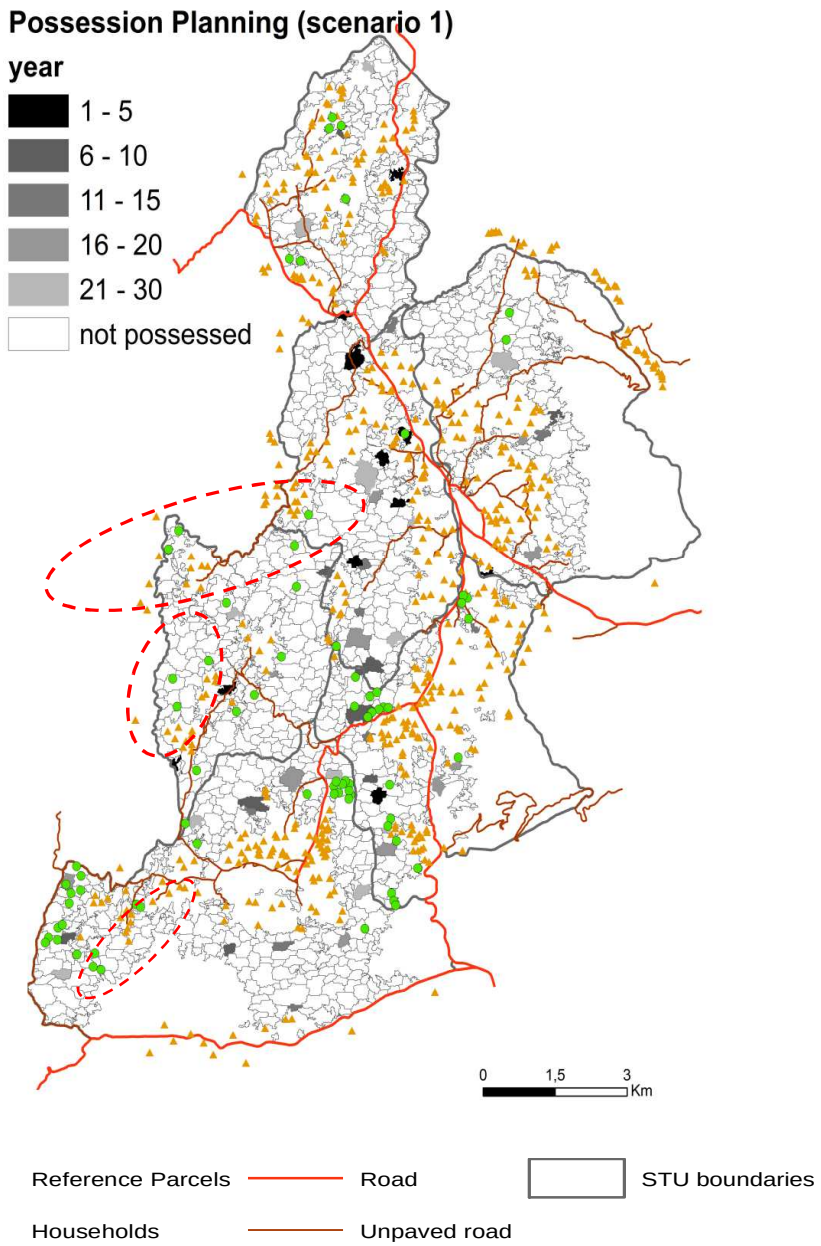


Figure 5.14. Possession planning (schedule) simulated for scenario 1 (circles with dotted line depicting the areas with under-estimation of the possession dynamic). (Continued)

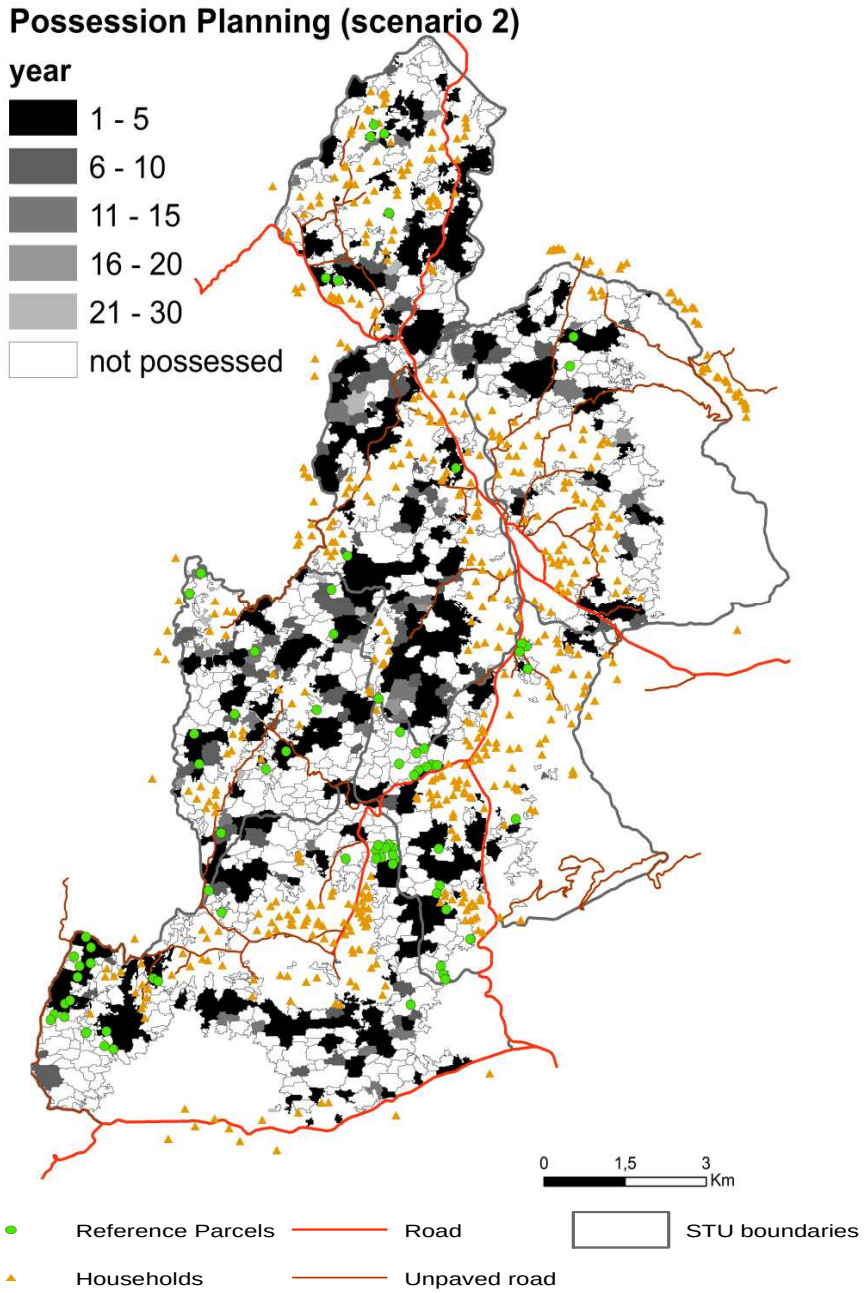


Figure 5.14. Possession planning (schedule) simulated for scenario 2.

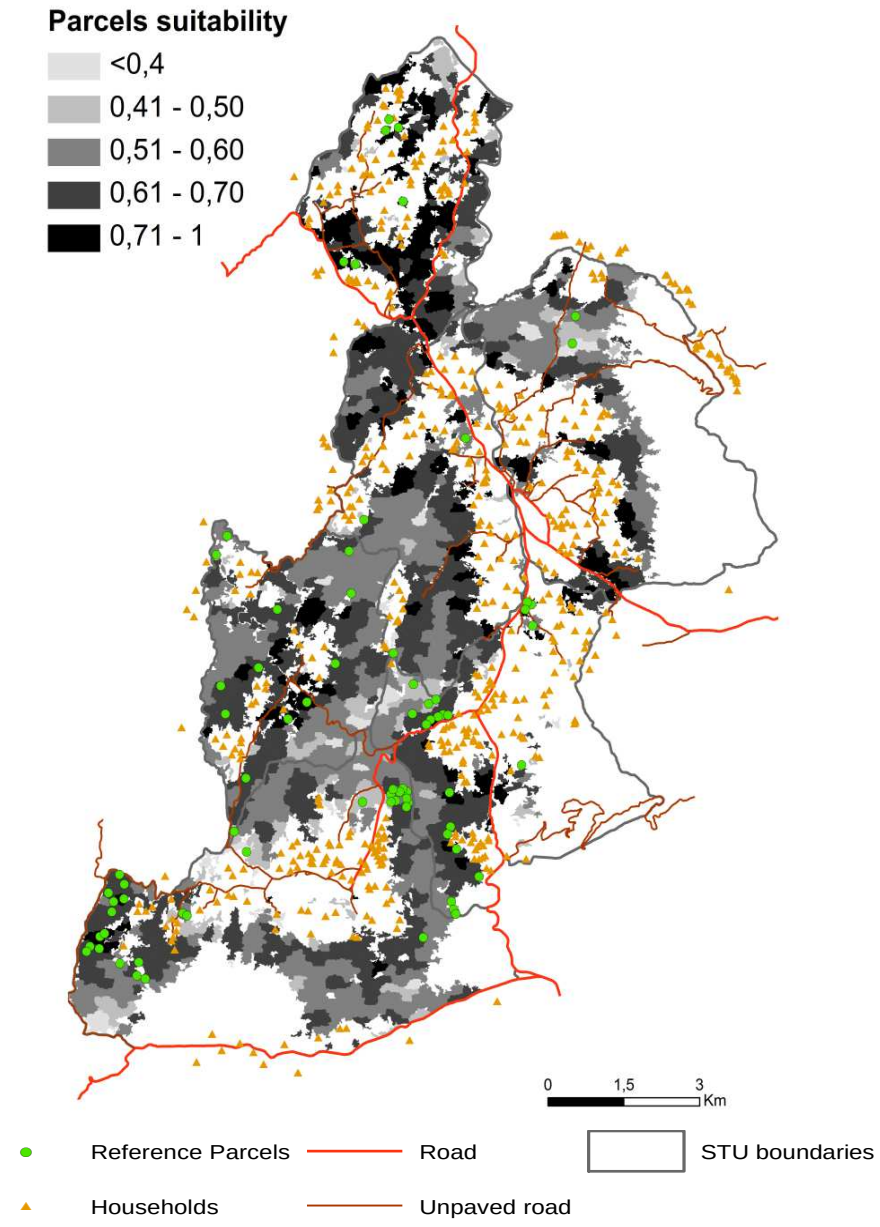


Figure 5.15. Spatial distribution of the parcels suitability. (Continued)

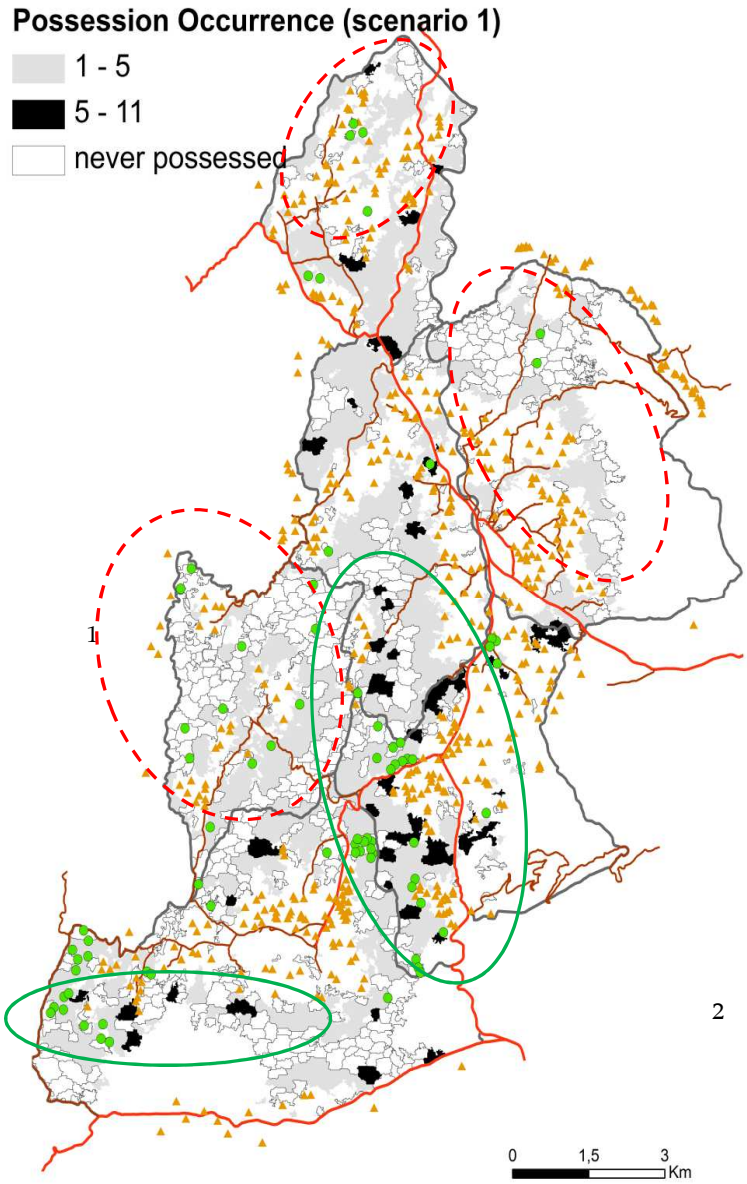


Figure 5.15. Spatial distribution of the possession dynamics (scenario 1) described by the number of occurrences. Areas surrounded with plain green line are the areas with high demands of argan parcels. Areas surrounded in red dotted line are with low demands of argan parcels. (Continued)

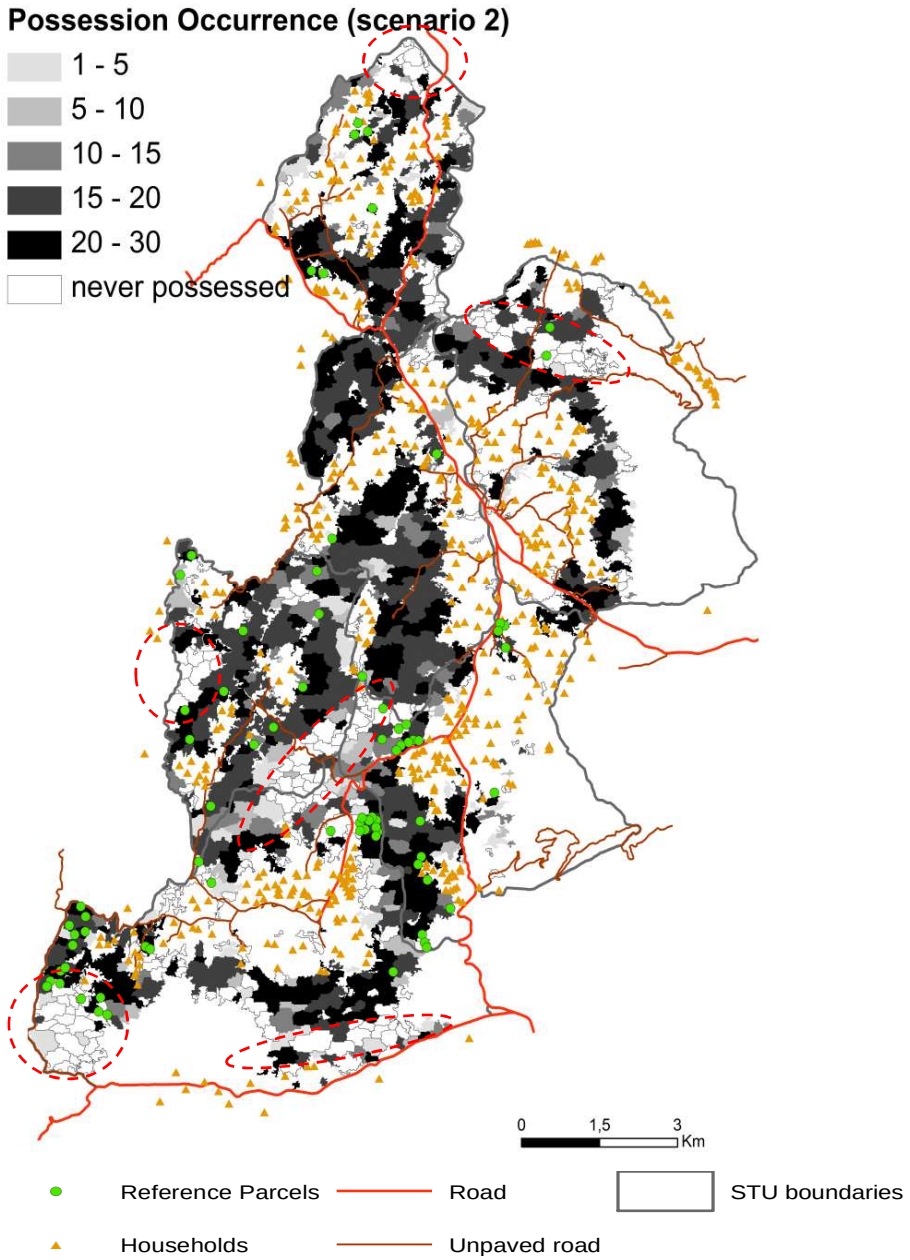


Figure 5.15. Spatial distribution of the possession dynamics (scenario 2) described by the number of occurrences. Areas surrounded in red dotted line are with low demands of argan parcels.

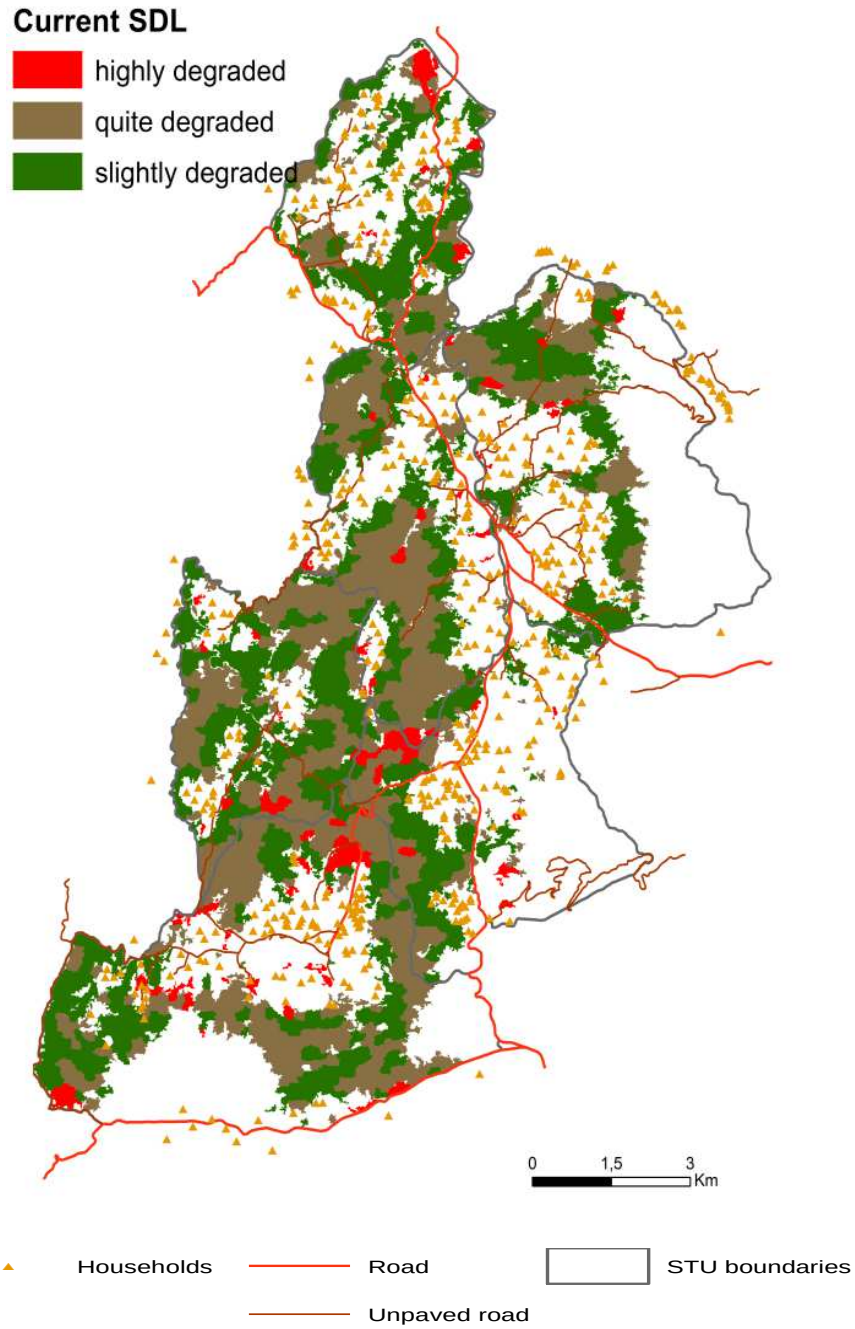


Figure 5.16. Current stand degradation level. (continued)

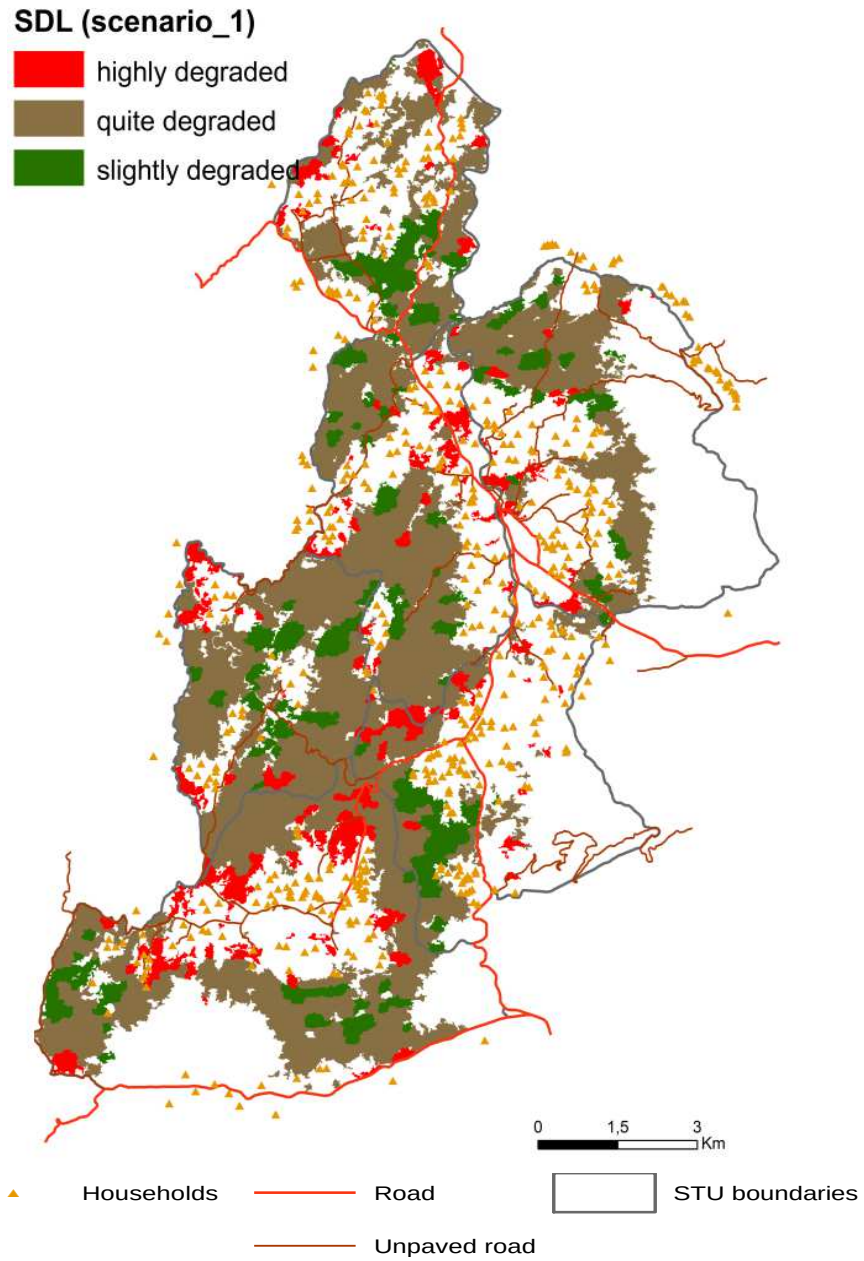


Figure 5.16. Simulated stand degradation level for scenario 1 (the degradation level of the plots corresponds to the facies degradation that has the maximum probability). (Continued)

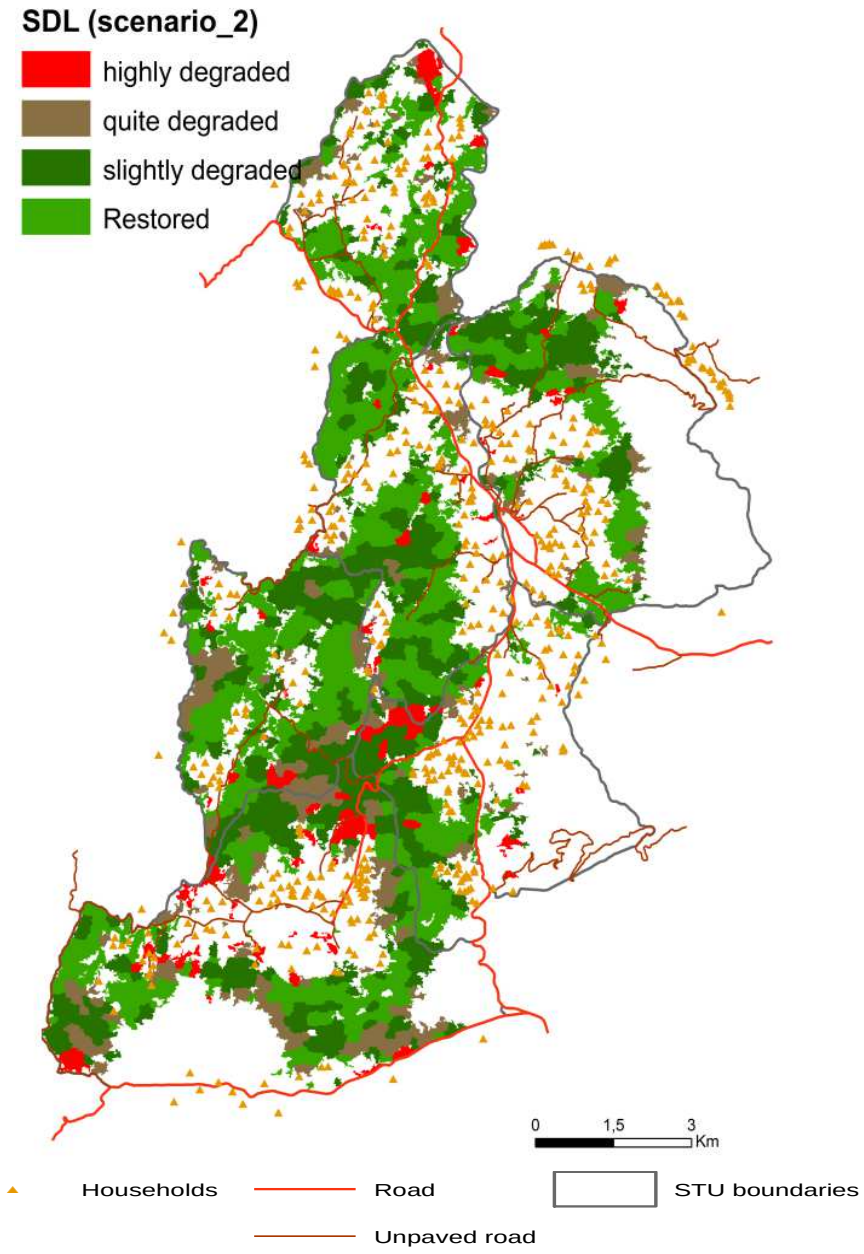


Figure 5.16. Simulated stand degradation level for scenario 2 (the degradation level of the plots corresponds to the facies degradation that has the maximum probability). (Continued)

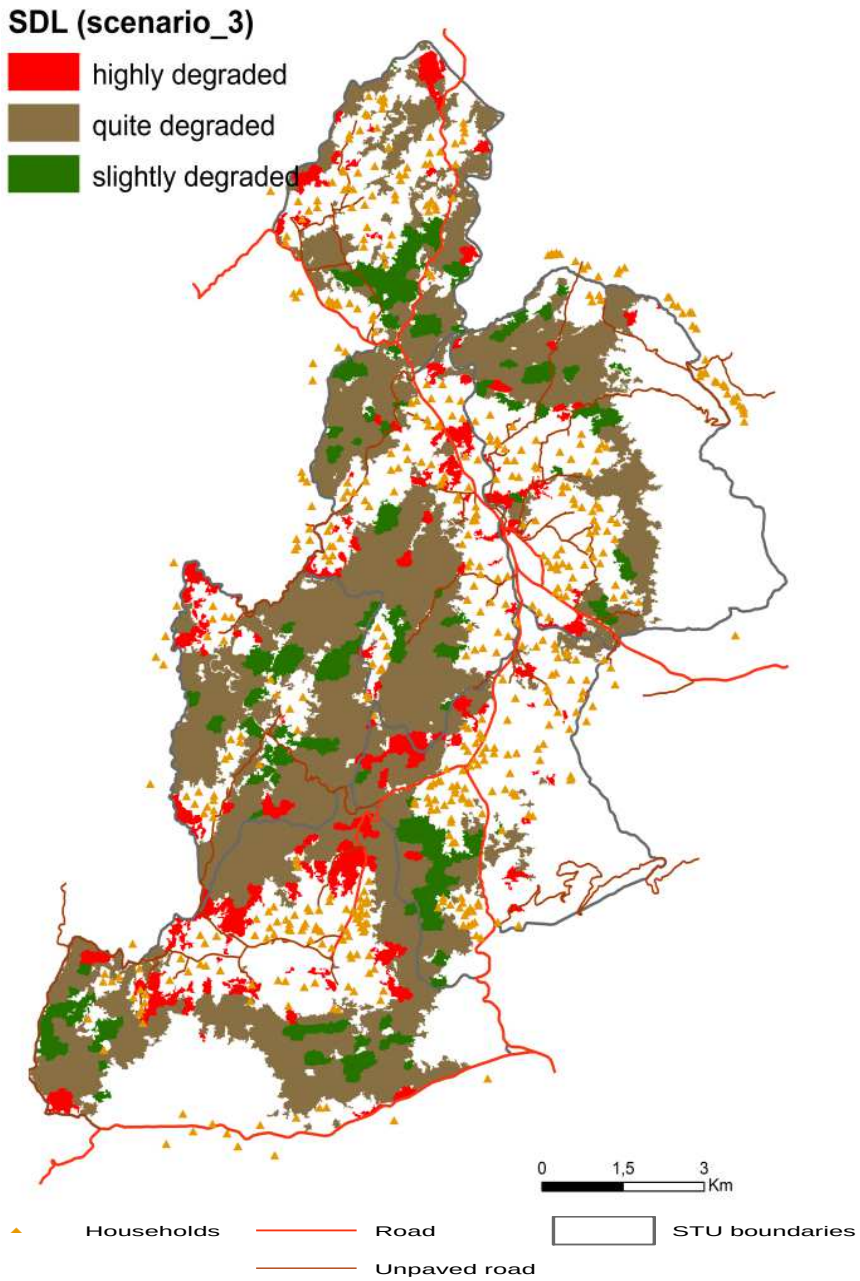


Figure 5.16. Simulated stand degradation level for scenario 3 (the degradation level of the parcels corresponds to the facies degradation that has the maximum probability).

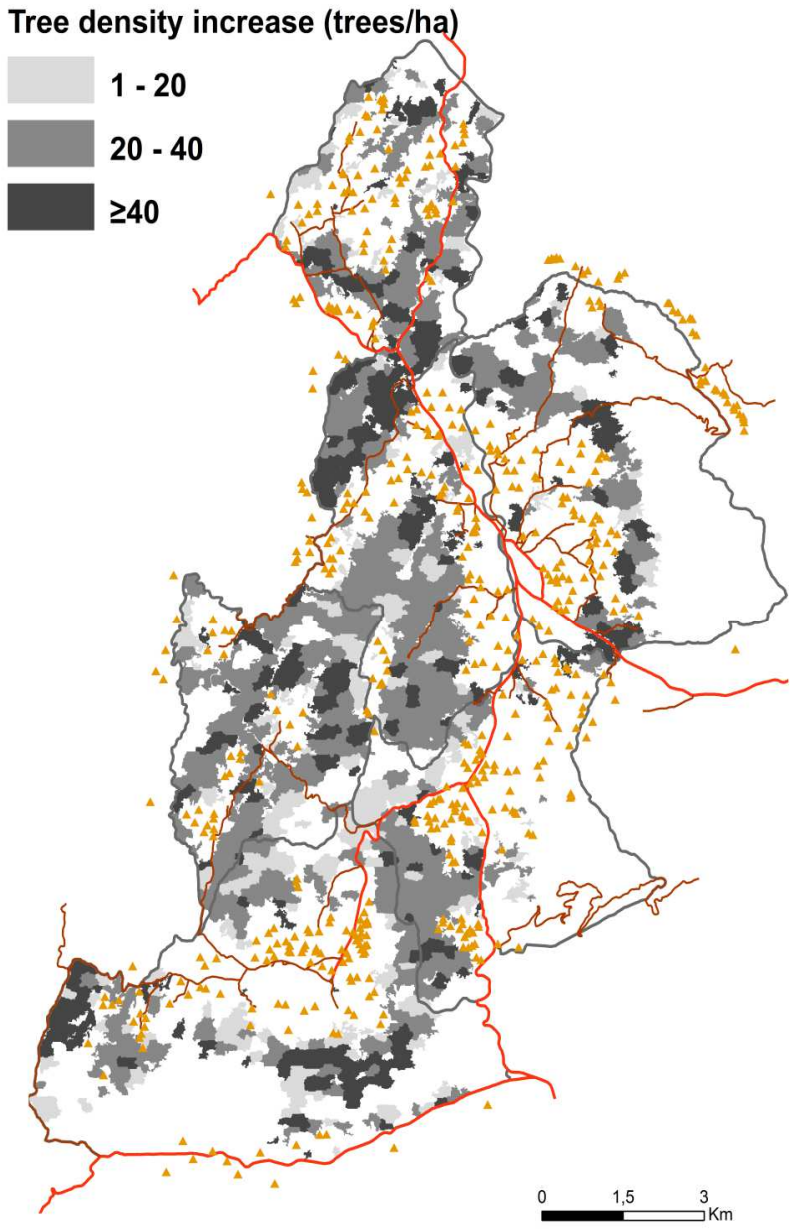


Figure 5.18. Simulated map of tree density change for scenario 2 after 30 years.

5.3. SDL and tree density changes

The results of the spatial dynamics of SDL (Figure 5.16) and the frequency distributions (Figure 5.17) show a very high degree of convergence between the outcomes of scenario 1 and scenario 3. The proportion of parcels « *quite degraded* » rise from 41.4% to 65.5 % (± 0.15) in Scenario 1 and to 67.8% for scenario 3. Moreover, the proportion of areas « highly degraded » would be doubled in both simulated situations. These results show no major difference between the two management systems. In the extension of the current state of forest uses and local behaviors, the future trend of the forest degradation seems to be identical to the case of a complete disengagement of the local stakeholders which is simulated in the third scenario.

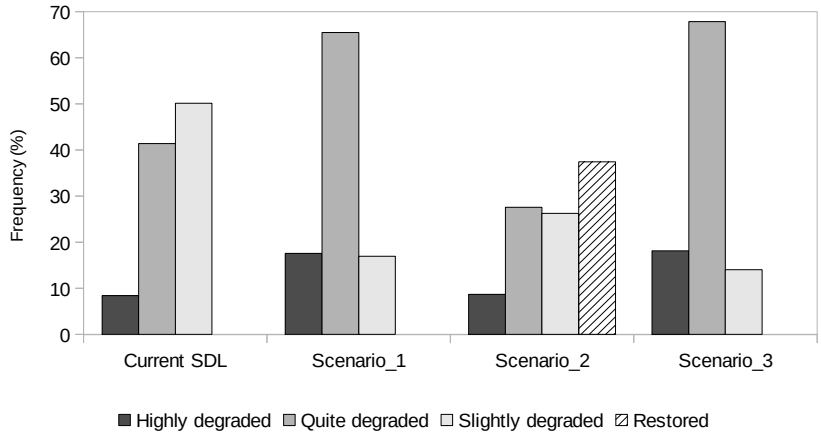


Figure 5.17. Simulated versus current SDL distributions frequencies according to the different scenario after 30 years.

Conversely in the scenario 2, the total of « slightly degraded » and « restored » areas could rise 63.7% (0.004). This change is mainly gained from the « quite degraded » areas (27.5% ± 0.004). The « highly degraded » areas could increase slightly from 8.4 % to 8.7 % (0.001). Although SDL transition matrices were the same for all three

scenarios, the simulation results give an advantage clearly expressed to Scenario 2. Restoring the trust between forest officers and local stakeholders and giving incentive to the population for taking over the management of their own forests might play in favor of a better conservation of the argan forest. Nevertheless, it is also interesting to note that the risk of degradation becomes higher for parcels that remain not possessed according to the theory of tragedy of the commons. Such zones must be without any local conflict the field of the forest officers in order to install reforestation perimeters and focus its controls.

The dynamic of degradation is especially conducted from the vulnerability of parcels which depend on the current ecological conditions and anthropogenic pressures in the vicinity. That is why degradation hot spots are observed in areas of high household's density. In contrast, the distribution of the restored surfaces under scenario 2 depends rather on their possession status (schedule) for the reasons highlighted above.

The simulated evolution of the tree density in scenario 2 is essentially based on the date of possession and the initial density of trees. Hence many of significant tree density growths coincide with first possessed parcels as it can be seen by superimposing figures 5.14 and 5.18. The average of tree density increase is 25 trees / ha which will increase the stock of trees up to 23 347 trees in the entire studied area. In scenario 1 and 3, the loss of density is assumed uniform and constant throughout the study area and the simulation period. The parcels could lose 0.9 trees / ha for the whole period corresponding to a total volume of 807 trees lost after thirty years in the entire area.

Table 5.3 summarizes the main quantitative results (ha) for the three simulated scenarios. The proportions derived based on parcels area are very close to those previously calculated from the frequencies of the different SDL.

Table 5.3. Key output indicators for the three simulated scenarii.

	current	**scenario_1**	**scenario_2**	**scenario_3**
Tree stock change in the total study area	-	- 807	23 347 ± 337	- 807
SDL highly degraded (ha) (%)	47.9 (5.3)	99.9 ± 0.5 (11.1)	49.7 ± 0.2 (5.5)	102.5 (11,4)
Area under *managed agdal* (ha) (%)	≈ 0	49.7 ± 2.7 (5.5 %)	439.6 ± 11.2 (49 %)	0
Area under forest officers control (ha) (%)	896.8	847.1 ± 2.7 (94.45 %)	457.2 ± 11.2 (51 %)	896.8

6. Discussion

The integrated overall approach designed here allowed moving from observed changes to simulated dynamics under hypothetical scenarios and, afterwards, from the proposed scenarii to impact quantification and understanding. While doing so, it combined successfully several data from different sources and directly related to an actual environment: biophysical and socio-economic data, cultural and ethnic behaviors. The model also relates some dynamic drivers (coupled of economic incentive /rights recognition) and its impact on forest stand degradation.

Methodological contributions

The approach overcomes the most common problems in land use analysis, mainly those related to cellular modelling methods: linking agents to the spatial units. The linkage of agents of decision making to land areas was successfully achieved by considering the two principal agents that make decision in this context: the farmer and the forest officer. The farmer, as a local stakeholder (or group of stakeholders), acts in a delimited zone, depicted here as STU, to practice his rights of uses, chooses to have or not an argan parcel, goes through a selection process and determines at

which moment it will be implemented. This process of decision making is affected by the scarcity level of argan parcel implemented as a factor of communication tool between farmers. The second agent is the forest officer mandated to apply state policies and manage the argan forest. This agent is incorporated into the model by taking into consideration three decisions of the land tenure policy and negotiating the application of the specified requirements for the use and conservation of argan parcels. The simulated land use occurs in a delimited units (argan parcels) conforming to the level of the actual management level made by those agents.

Incorporating local's behavior in a realistic specification is very challenging for many approaches used in land use modelling. The selection of argan parcels, made by a combined suitability function and a stochastic process, seems more close to express stakeholder's decision by a probabilistic decision. Though it was empirically defined, another technical point which also expresses locals' behaviors is integrated in the model. It comes from the dynamic adjustment of two rules. The first rule is the "required scarcity level" to draw aside the parcels with a too weak score of suitability. This rule is set in the upstream of the selection process for scenario 1. In the scenario 2 this dynamic rule is the "required rate for planting success". It makes possible to get back a parcel with a low level of planting success calculated starting from the ecological potential and the risk of over-use of the parcels. This rule acts as a lawful measurement to keep the parcels (52 % of the currently available parcels) potentially inapt to be delegated and which must remain under the control of the forest officers.

As done in most dynamic modelling approaches, a simple feedback mechanism was incorporated in the proposed approach. It is about the dependence of land tenure status and SDL at time t and on SDL at time t-1. Such dependence on current and historical states is essential to represent the gradual impact of drivers' factors. In addition, the approach integrates feedback between impacts on socioeconomic (scarcity of argan parcel and pastoral offer) and ecological conditions and the driving factor (incentive policy). Such feedback mechanisms are captured as determinants to simulate dynamics and system evolution. It is essential to obtain a more complete

understanding of attenuation/amplification impacts and to reproduce as much as possible the real land tenure and SDL dynamics.

Hypotheses and Limitations

This modelling work is based on three assumptions coming from field observations and seems to be realistic in the current conditions. The first considers that once a parcel is possessed, it can't be abandoned later on, as expressed in the transition matrix of possession dynamic. In the absence of data on the abandonment dynamic, this probability was estimated close to zero and has little influence on the simulation results. This abandoning phenomenon of the argan parcel seems unlikely, in particular for scenario 2, which provides financial incentives (PES) to support the restoration of these parcels. Similarly, the second hypothesis does not consider any further qualitative degradation dynamic once a parcel is enclosed (possessed). From field observation, the argan stands into the currently enclosed parcels are better preserved than those found outside. Indeed, closing reduces land use pressures typically supported by the argan parcel, since it is used exclusively by one household. The third hypothesis is related to the availability of the argan seedlings and planting success. Annually the forest nurseries produce many thousands of argan seedlings and are made available for free to farmers. The seedlings settle and grow if they are protected from livestock. In this respect, farmers use traditional tools for protecting seedlings as in case for other fruit trees planted in their private parcels.

In order to further improve the study, the model could take on more natural and socio-economic dynamics for simulating changes by taking into account all possible drivers. These drivers includes (1) the demography which slightly decreases in the studied area, (2) the climatic change that seems to induce an increasing aridity, and (3) the exponential impact of aging forest stands on tree dieback and density decrease.

The modelling approach also relies on methods/parameters which are defined by expert judgments. The impacts of this subjectivity and its variability according to experts could be assessed from simulation results. This concerns (i) the multicriteria

evaluation method (AHP), (ii) the thresholds of required suitability (S'i) (scenario 1), and (iii) the required rate of planting success (Ti) (scenario 2).

The AHP provides a comprehensive and rational framework for structuring a decision problem, quantifying stakeholders' preferences and correlating these measured criteria to overall goals. It has one of the strongest theoretical foundations over other ranking or rating methods and the ability to easily incorporate mixed elements (social and economic data) in the decision process (Garfi *et al.*, 2011). Therefore it is widely used for calculating suitability function (Eastman, 2003; Strager & Rosenberger, 2006). To limit the sensitivity of suitability function, Garfi *et al.* (2011) recommend to rely on mixed groups composed by external experts and local people or stakeholders. These provide universally relevant knowledge and place specificities to decision process.

The second type of arbitrary parameters used in the modelling approach is the dynamic thresholds, *i.e.,* S'i and Ti. The former threshold doesn't have any effect on the simulation results because it was implemented upstream of the parcel selection process. Being a variable threshold according to the parcels scarcity, it induces the contiguity of the possessed parcels as observed on the field. The Ti threshold retrieves among the available parcels, those showing very low ecological potentialities and/or high risk of overgrazing. It serves as a cultural rule necessary to the establishment and success of argan plants and allows contiguity of the possession process. This threshold arbitrarily calculated from the argan parcels scarcity could have an effect on the model simulation. Its estimation was not an easy task. Indeed, the stochastic component included in the model is responsible for variable results for the same parameter value, making difficult to assess the model sensitivity to the Ti parameter, as long as it remains in the typical range of the Ti values.

Forest impacts and social benefits

Our analysis shows that scenario 2, which implies locals in a partnership framework, might serve to replant the forest and to better control the qualitative degradation. The

possession dynamic could imply 48 % of the argan area and make argan tree stands denser by an average tree density increase of 25 trees/ha in thirty years. Thus two afforestation types could be done in this scenario namely «tree planting» by users in possessed parcels and «perimeter planting» as classical afforestation operation implemented by forest administration. The planting perimeters could imply still available argan parcels, which correspond to the 52 % of the total argan parcels in the study area. Furthermore this scenario would provide greater flexibility and latitude management (exclosure unopposed by the neighboring households) to the forest officers for developing and restoring argan forest in the unoccupied plots.

The business as usual scenario (scenario 1) appears to be without any impact on forest conservation. The current dynamics of qualitative forest degradation seem to continue and the proportion of *« quite degraded »* and « *highly degraded* » facies could rise respectively to 58 % and 108 %. The scenario 1 appears to be alike to the disaster scenario (scenario 3). The scenario 3 occurs when there is a total disengagement of the population to conserve and manage their forest landscape. Such situation could occur when there is a price impairment of the argan oil or when the incomes from the argan tree is significantly low compared to other activities coming mainly from diversification towards non-farm activities. It is surprising that the current practices observed in a context of argan oil boom lead to same qualitative degradation than a scenario without any interest in argan forest. This really illustrates the ecological and economical paradox of the current situation.

In addition to the argan forest ecological and environmental roles, the increasing tree capital (25 trees/ha in 30 years for scenario 2) contributes to the survival of several hundreds of domestic livestock and improves household income. The annual harvest of nuts will increase by an amount equivalent to 750 kg / ha (30 kg of nuts per tree with 25 trees / ha). It could contribute annually to the household budget with a

financial supplement of about 2000-3700 MDH[26] per year (10 MDH = 1 Euro). Such an increase will undoubtedly have a significant effect in local poverty mitigation.

Beyond these quantitative results obtained by the comparison of the three scenarios of public / private partnership policy, this spatially explicit model leads the establishment of a decision support system. The proposed system is an operational framework to further investigate forest management scenarii by assessing their expected impact in the context of a real landscape. In this study, this system provides different kind of answers:

(i) "if we give more latitude rights to locals and economic incentive for argan tree planting", what would be the impact on land possession and stand degradation changes of argan forest. It could be used to identify the order of magnitude of the on-going process and the possible alternative future landscape scenarii; *(how much)*
(ii) Quantifying household preferences and perceptions of their territory for *adverse possession*[27] pretentions and anticipating possible land competition induced by the new policy; *(feedback)*
(iii) Pin pointing the high priority areas with high potential for land conservation and degradation hot-spots. *(where)*

The public / private partnership as a framework for co-management of the argan forest could improve the relationship between forestry officials and local communities and restore trust between these two main stakeholder groups. Redefining this relationship by giving more latitude to local communities with full recognition of the

[26] Calculated from an annual production average of 30 kg/argan tree and with reference to argan nuts price between 3-5 MDH / kg.

[27] Adverse possession: "an actual possession, an occupation exclusive, continuous, open or visible and notorious for the requisite period". (Derek Mendes Da Costa & Balfour, Richard J. (Richard James) 1982. Property Law: Cases, Texts, and Materials. Edits. Emond-Montgomery. ISBN 0920722059, 9780920722053. pp. 600-601).

rights of use and providing interesting economic incentives to support sustainable forest management as a payment for ecosystem services could involve them to manage and restore this ecosystem. In addition to these economic and rights recognition incentives, others incentive mechanisms already implemented in the region (cooperatives, IGP, oil marketing…,etc.) should be maintained in synergy in the scope of forest conservation and sustainable rural development. The system of incentive mechanisms could fit on traditional system of land management already in place to determine beneficiaries and delineate land management units (*agdal* parcels). The compliance with existing rights when implementing incentives would help preventing conflicts between local stakeholders.

In order to further improve the study achievements, the model should take on more natural and socio-economic dynamics for simulating changes by taking into account all possible drivers. These drivers includes (1) the demography which slightly decreases in the studied area, (2) the climatic change that seems to induce an increasing aridity, and (3) the exponential impact of aging forest stands on tree dieback and density decrease.

7. Conclusion

Many efforts have yet been deployed without enough success for the reworking of social and ecological governance of the argan forest resources: the argan oil markets development, protected geographic indication (IGP) label, increasing opportunities for being a biological-resource-based niche commodity, and the early designation of the argan region as a UNESCO «Man and the Biosphere Reserve». Nevertheless, it was not sufficient for poverty alleviation (le Polain de Waroux, 2012) and for adopting conservation actions (Lybbert *et al.*, 2011). More combined strategies targeting synergistic effects are needed to support the local land users to plant and protect trees as well as to develop the rural area in a sustainable way.

This study tries to establish a decision support system and investigate the effects of a coupled economic incentives and recognition rights policy based on a private/public

partnership for involving local users to adopt forest conservation measures. The approach combines a Markov chain analysis with suitability function on natural and socioeconomic data to simulate three scenarios of the land possession dynamic and argan forest degradation changes up to the year 2042.

The three simulated scenarios provided contrasted results showing significant differences in the forest stand conservation level. The modelling approach was found relevant as a decision support system and highlighted promising impacts of new forest management proposition.

Conclusions

1. Principaux résultats

L'objectif général du travail était de développer des instruments objectifs d'évaluation de l'état des ressources forestières et de simuler l'évolution future du paysage forestier à travers une approche de modélisation territoriale des usages. Il s'agissait de produire à partir du suivi des changements écologiques, un système d'indicateurs biophysiques mesurables d'évaluation des dégradations quantitative et qualitative. À partir de la mise en relation de l'état observé, l'historique des changements sociaux, économique, culturel et réglementaire (institutions locales et administratives) une stratégie d'aménagement de l'arganeraie est proposée sur la base des résultats de simulation de l'impact de trois scénarios du partenariat public/privé sur la dynamique spatiale de l'état de dégradation/conservation de cet écosystème. Cet objectif a été subdivisé en quatre questions de recherche structurant cette synthèse.

Après avoir clarifié les difficultés de mener un suivi de la dégradation en milieux ouverts des zones sèches, le chapitre 1 rappel les définitions des principaux termes et concepts retenus dans ce travail. Le contexte de cette recherche est ensuite décrit en référence à un écosystème type des milieux aride et semi-aride du sud-ouest marocain, l'arganeraie. Les dynamiques de dégradation ont été simplifiées et généralisées abusivement à l'ensemble des arganeraies.

Est-il possible de faire un suivi précis des changements en milieu aride, qui veillerait à ce que le changement ne se confonde pas avec l'incertitude de la mesure ?

Cette question de recherche a été posée pour structurer le raisonnement autour de la problématique du suivi des changements en milieux ouverts secs. Ces derniers ayant de maigre biomasse et une structure éparse, les changements sont le plus souvent subtils et leurs limites sont diffuses. En référence à la forêt ouverte de l'arganier, cette

question a été développée dans le chapitre 2 qui consiste à construire, à partir des données de télédétection spatiales et aéroportées, une image de l'ensemble des changements du couvert forestier. L'approche méthodologique repose sur le suivi de la dégradation en termes de surface et de densité des pieds d'arganier. La caractérisation de chaque type de dégradation et l'estimation de leur rythme entre 1984 et 2006 ont été obtenus.

Les résultats montrent un faible rythme de régression de la surface forestière ne dépassant guère un taux de 0.21% en 13 ans. Quant à la densité des souches, elle décline de moins d'une cépée à l'ha sur 22 ans. Ces changements sont observés essentiellement (96.5%) en domaine commun (*mouchaa*) à usage libre échappant au règlement de la gestion coutumière imposé par la communauté riveraine. De cette étude, il ressort de manière quantitative que le paysage étudié est peu dynamique, et qu'il n'a pas beaucoup perdu en termes de pieds et encore moins en termes de déforestation. Ce résultat contribue à préciser les déclarations mal documentées sur l'évolution régressive de l'arganeraie et à prendre avec précaution toute tendance à la généralisation de résultats locaux à l'ensemble des quatre régions de l'arganeraie si différentes au niveau biophysique et du contexte humain.

La taille de ces changements le plus souvent ponctuels (<1 ha) constitue un des facteurs limitant l'utilisation des méthodes de détection de changement par satellite développées récemment pour les forêts tropicales. En effet, ces changements caractéristiques des milieux ouverts sont souvent sous-estimés ou confondus avec le bruit de la mesure. La nature hétérogène des formations végétales des milieux arides est une seconde limite de ces méthodes où l'expertise humaine et la définition de limites claires entre ces unités sont requises pour mener un suivi fiable.

Le suivi de la dégradation à partir des seuls indicateurs des changements en surface et de la densité des arbres n'est pas suffisant pour documenter toutes les dynamiques d'évolution et de l'état des forêts d'arganier. Etant gérés en agro-écosystème façonné par plusieurs perturbations d'usages, l'arganeraie subit aussi une dégradation qualitative des attributs écosystémiques. Cette problématique commune à toute les

arganeraies, a été abordée dans le chapitre 3 et structuré autour de la question suivante.

Comment développer un système de caractérisation et de quantification du processus de dégradation qualitative des écosystèmes naturels ?

Les inventaires diachroniques sur placettes permanentes sont la démarche la plus courante pour mener un suivi local de la dégradation qualitative des attributs écologiques. Le suivi à l'échelle régionale de ce type de dégradation caractéristique des milieux forestiers ouverts, lorsqu'il existe, reste très approximatif et pose plusieurs défis méthodologiques.

Le système de suivi de la dégradation qualitative des agro-écosystèmes devrait se focaliser sur l'impact écologique des diverses perturbations anthropiques et mené à partir d'un diagnostic qui intègre un ensemble de descripteurs socio-écologiques. L'approche suivie décompose cette problématique en trois parties interdépendantes : (i) typologie des facies de dégradation par des méthodes descriptive et bayesienne (ii) identifier et hiérarchiser les facteurs de perturbation, (iii) quantifier les relations discrètes entre pressions anthropiques et états écologiques. Ce système permet d'élaborer des indicateurs de prédiction et d'évaluation de la dynamique de dégradation de ces écosystèmes à forts impacts anthropiques et permettant une extrapolation à des échelles spatiales pertinentes pour la gestion environnementale.

La dégradation qualitative de la forêt d'arganier, soumise à un régime de plusieurs perturbations (parcours, mise en culture, mutilations), a été étudiée par une approche holistique de modélisation multivariée (*disqual, logistique*). Cette approche permet de valoriser ces variables semi-quantitatives et de construire un système de caractérisation et de suivi des stades de dégradation. La méthode *Disqual* de l'analyse discriminante fait de la régularisation des variables sur les axes factoriels (*ACM*) son point fort pour quantifier l'information issue des données qualitatives. Elle a rendu possible, par opposition à la modélisation logistique qui souffre du problème de dispersion des données, la combinaison d'un nombre important de variables pour

minimiser l'erreur de prédiction et s'affranchir de l'avis expert. L'utilisation des *Odds ratios* (rapport de chance) des modèles logistiques permet une interprétation facile de la relation facteurs/facies de dégradation.

L'analyse descriptive (*ACM et CHA*) des profils des observations de terrain a permis de définir trois composantes de base pour mener un diagnostic fiable des agro-écosystèmes: *(i)* l'état du peuplement (végétal), *(ii)* les manifestations de surexploitation (biens et services) et *(iii)* son accessibilité ou affectation dans le système de gestion coutumière.

La typologie élaborée renvoi à l'existence d'une pression contrastée, selon le type du couvert forestier, de deux perturbations principales, le surpâturage et la coupe de bois. Elle a permis de caractériser les états de dégradation et le type de perturbation dominant. La pratique de pâturage généralisée à toutes les forêts des Haha, exerce une pression néfaste plus prononcée dans l'arganeraie que dans la tetraclinaie. Cette pression est légèrement régulée au niveau de l'arganeraie selon l'affectation de l'espace dans le système de gestion locale (voir *odds ratios*). Pour la coupe de bois, la situation est inversée, c'est la tetraclinaie qui absorbe l'essentiel des prélèvements en bois.

Les modèles développés, à la fois prédictifs et explicatifs, permettent un diagnostic régional rapide en reliant les impacts à leurs causes probables. Les performances des modèles développés sont globalement satisfaisantes et offrent de bonnes perspectives pour leur utilisation dans le diagnostic et le suivi de la dynamique de dégradation qualitative sur la base de comparaison diachronique des matrices des *odds ratios*. L'exactitude des prédictions atteint 80.73 % (±0.004) pour la tetraclinaie et 70 % (±0.428) pour l'arganeraie. Ces performances ont été atteintes grâce à une stratification par formation végétale (tetraclinaie ; arganeraie) et au développement de variables propres à chacune de ces deux formations. Dans les tetraclinaies, la dégradation se conforme à un modèle qui considère la proximité aux habitations comme facteur du milieu et l'hétérogénéité de la végétation pérenne comme les principaux déterminants des stades de dégradation.

Dans les arganeraies, les facies de dégradation sont moins prévisibles en relation avec la grande domestication des peuplements et à la diversité des situations socio-écologiques. Une seconde stratification par mode de gestion rendrait les particularités locales et pourrait permettre une meilleure maitrise de l'erreur de prédiction. Les facies de dégradation sont liés au recouvrement arboré, à l'abondance des profils arborés dégradés et au mode de gestion coutumière. Les *agdals* et les mises en culture sous arganier, qui profitent d'un statut de protection par les usagers, sont les espaces les moins touchés par la dégradation. Leurs rapports de chance (*odds ratio)* d'être peu dégradés en comparaison à des espaces à usages communs (*mouchaa*) se situent respectivement à 1.6 et 6 fois.

Le diagnostic de la dégradation a permis de confirmer que l'arganeraie de Haha, et plus globalement de toute l'arganeraie de montagne occidentale, suit une dynamique de changement à long terme et souffre d'un dysfonctionnement écologique qui se manifeste par plusieurs traits de dégradation qualitative. Mais quels sont les mécanismes qui ont conduit à l'état actuel ? Et, comment revitaliser ces écosystèmes reliques?

Comprendre les causes de dysfonctionnement de ce socio-écosystème qui pourrait combiner développement socio-économique et efficience écologique.

La dualité facteurs/conséquences du changement a été mise en évidence en reliant les dynamiques de changement à des facteurs précis (chapitre 2). Elle a été basée sur des entretiens et des campagnes de vérification sur de terrain, de l'analyse des modes de gestion coutumière et l'exploration des données socio-économiques (démographie, bien-être des populations, économie, institutions communautaires). Cette approche d'intégration pluridisciplinaire a permis de confirmer l'existence, depuis plus d'une décennie, de profondes mutations culturelles, sociales et économiques favorables à l'installation de l'équilibre dans la relation homme/environnement. Néanmoins, il est précoce de parler de durabilité en l'absence de régénération naturelle ou assistée, ou d'ignorer les manifestations de dégradation qualitative dues aux différentes

perturbations de surexploitation. Ce dysfonctionnement dont souffre le système de gestion du territoire des Haha contraint toute dynamique de restauration écologique et rend discutable l'efficacité de la forêt paysanne et de sa durabilité.

Une réelle politique de conservation et de réhabilitation passe par une analyse de cette forêt comme un socio-écosystème. Elle doit (i) intégrer la transformation de la société (mutations sociale, économique et culturelle) induite par les facteurs de changements à l'échelle locale et régionale, (ii) appuyer l'adoption par la population des mesures de conservation et en fin (iii) la mise en place des processus écologiques de restauration naturelle ou assistée consistant à gérer activement la réparation des écosystèmes dégradés.

L'arganeraie étant au centre des moyens de subsistance des populations locales dans une zone rurale en conditions précaires, elle est de plus en plus considérée comme un agro-écosystème où les utilisateurs doivent être impliqués dans toute stratégie de conservation.

Quelle stratégie d'aménagement serait capable d'inverser ces processus de dégradations de l'arganeraie et d'assurer son repeuplement ?

La dernière partie de ce travail (chapitre 5) tente de mettre en place un système d'aide à la décision en vue de l'aménagement des espaces boisés de l'arganier dans un cadre de cogestion entre l'administration de tutelle et la population locale. Elle a permis d'analyser les effets des mécanismes d'incitation des utilisateurs locaux à l'adoption des mesures de conservation de la forêt. Le modèle simule l'évolution attendue (jusqu'à l'année 2042) de l'occupation des parcelles arganier et du niveau de dégradation pour trois scénarios de mise en œuvre de mécanisme d'incitation combiné (incitation économique/pleine reconnaissance des droits d'usage) basé sur un partenariat public/privé (PPP). L'approche utilise une analyse des chaînes de Markov associée à une fonction d'aptitude à la possession calculée à partir des données biophysiques et socio-économiques. L'ensemble se déroule dans un

environnement dynamique et de feed-back entre la rareté des ressources, l'état des peuplements et les pressions des usages.

Les trois scénarios simulant trois niveaux de l'implication de la population ont donné des résultats contrastés indiquant des différences significatives dans le niveau de conservation du peuplement forestier mesuré par la densité des arbres et par le niveau de dégradation qualitative des peuplements arganier. L'implication de la population locale dans un cadre de cogestion pourrait servir à la plantation de forêts et à mieux contrôler la dégradation. La dynamique de possession simulée dans ce scénario concerne 48 % de la zone étudiée et contribue au repeuplement de l'arganeraie («la plantation par pieds d'arbre») d'au moins 25 arbres/ha en trente ans. Cet accroissement de la densité des arbres permettrait d'injecter un supplément de revenu annuel moyen de 200 à 370 euros/ha tiré uniquement de la vente des noix d'argan, outre les autres biens et services produits par l'arganeraie.

Dans ce cadre de PPP, deux types de boisement pourraient être installés à savoir d'une part, «la plantation par pieds d'arbre» dans les parcelles possédées par les usagers et d'autre part, les «périmètres de plantation» comme opération de reboisement classique installé par l'administration forestière. Il offrirait également plus de latitude aux agents forestiers d'asseoir ces périmètres de reboisement avec moins d'hostilité des populations locales.

Le scénario du statu quo semble être sans impact positif majeur sur la conservation de la forêt. La dynamique actuelle de la dégradation qualitative de la forêt semble se poursuivre et le taux de changement des faciès «*dégradé*» et «*très dégradé* » pourrait s'élever respectivement à 58% et 108%. Les résultats de dégradation simulée dans ce scénario semblent être semblables à ceux du troisième scénario catastrophe. Celui-ci se base sur l'hypothèse d'un désengagement total de la population pour la conservation et la gestion de leurs forêts. Une telle situation pourrait se produire lorsqu'il y a une dévalorisation du prix de l'huile d'argan ou lorsque les revenus provenant de l'arganier deviennent nettement plus faibles par rapport à d'autres activités venant principalement de la diversification vers des activités non agricoles.

Principaux résultats

Au-delà de ces comparaisons quantitatives des résultats des trois scénarios de politique forestière, le modèle développé est spatialement explicite et établit un véritable système d'aide à la décision pour trois aspects différents. En effet, il simule la dynamique de possession des parcelles d'arganier et des changements dans l'état de dégradation comme une réponse à la question «si la population locale dispose de plus de latitudes dans l'exercice des droits actuels et des incitations économiques pour la plantation d'arbres d'argan». Il pourrait être utilisé comme un support de planification afin d'évaluer les scénarios et alternatives probables de la gestion future de l'arganeraie. Les résultats du modèle traduisent aussi sur une échelle quantitative la perception des ménages du territoire et leurs prétentions pour la possession. Enfin, il constitue également un système d'alarme pertinent pour l'identification des zones prioritaires à la conservation.

L'approche utilisée permet de surmonter plusieurs problèmes souvent rencontrés dans les méthodes de modélisation cellulaire:

- Assurer le lien explicite entre les agents à l'unité de gestion spatiale qui leur revient. Cette connexion entre les agents et les unités spatiales a été établie avec succès en considérant les deux principaux agents chargés de la prise de décision: l'agriculteur (usager) et l'agent forestier. Le premier agent fait un processus de sélection et détermine à quel moment sera mise en œuvre la possession. Cette décision est également influencée par le niveau de rareté des parcelles arganier matérialisant un outil de communication entre les usagers. Le second agent (les agents forestiers) est chargé de l'exécution des politiques étatiques et de gérer l'arganeraie. Son rôle est incorporé dans le modèle via les trois décisions de la politique foncière et la négociation de l'application des exigences requises pour l'utilisation et la conservation des parcelles d'arganier.
- En utilisant l'approche basée « entité », par opposition à l'approche basée « pixel », les simulations sont réalisées à l'échelle d'une unité spatialement délimitée (parcelles d'arganier). Ces entités dont les attributs sont utilisés dans les processus internes du modèle possèdent une représentation

sémantique et correspondent à l'échelle de prise de décision effectuée par les différents agents.

- Les approches classiques de modélisation de l'utilisation des terres sont, en quelque sorte, déterministes et ne reflètent pas les incertitudes que caractérisent le choix des différents acteurs et leur impact sur le changement de l'utilisation des terres. L'utilisation d'une approche probabiliste semble être utile et plus naturelle pour incorporer les réalités socio-économiques et le comportement humain. L'intégration de l'incertitude dans le modèle a été mise en œuvre par la méthode stochastique de Monte Carlo.

2. Limites et perspectives

Un certain nombre de limites de ce travail sont relevées. Elles sont discutées ci-dessous et concernent principalement l'échelle spatio-temporelle, les indicateurs et à la faisabilité/portée des scénarii d'aménagement.

- *Contexte spatiale*

Bien que cette recherche tente, dans la mesure du possible, de produire des conclusions générales valables pour l'arganeraie de montagne, quelques points doivent être soulevés à cet égard. En effet, il existe au moins quatre secteurs dans l'arganeraie dont les conditions biophysiques et le comportement humain semblent être différents (Figure 1.2). Ces secteurs sont soumis à des dynamiques de changements écologiques et sociaux différents de par leur nature et leur rythme. Il est ainsi difficile, et pourrait être simpliste, de généraliser les résultats de ce travail à l'ensemble du territoire de l'arganeraie. La contextualisation de ce travail dans son propre secteur géographique et environnemental permettrait de tirer des conclusions pertinentes et mettre en œuvre les stratégies de conservation appropriées.

L'étude des changements en surface et en densité des peuplements d'arganier et de leur relation avec les dynamiques socio-économiques (chapitre 1) a été restreinte aux quatre communes rurales au centre des plateaux des Haha ignorant les dynamiques

d'autres régions de l'arganeraie. Les résultats et conclusions de ce travail sont obtenus uniquement à partir de la région des Haha. Néanmoins, celle-ci correspond à plus de 15 % de l'arganeraie et la diversité des communes est représentative de l'arganeraie de montagne, soit plus de 74% de toute l'arganeraie.

De même, pour les conclusions du quatrième chapitre relatives aux scénarii de l'évolution du paysage. Le modèle est élaboré pour les zones de montagne où la valeur agricole des terres est marginale et l'intensification de l'agriculture est limitée par le manque d'eau et les conditions topographiques accidentées. Le modèle se base également sur l'hypothèse que le revenu tiré des arganiers (huile d'argan, offre pastorale) est au moins équivalent à celui gagné à partir des autres activités agricoles et non agricoles. Si cette hypothèse est réaliste dans la région des Haha, elle est par contre difficile à vérifier dans les arganeraies les plus continentales (Taroudant et Aoulouz) ou dans la partie sud (Tafraout et Ighrem) où le revenu de l'arganier est moins important que d'autres revenus non agricoles. Dans la plaine de Souss, avec la déprise agricole qui touche actuellement plusieurs exploitations agricoles, le modèle pourrait être adopté à titre indicatif pour simuler l'adhésion des exploitations agricoles à la domestication des plantations d'arganier pour une production intensive de l'huile d'argan. À l'image de ce qu'on peut déjà l'observer pour certaines exploitations agricoles à Boulfaa et Sebt Guerdane.

- *Trajectoire temporelle des changements*

L'échelle temporelle de l'analyse des changements (chapitre 2) menée à partir des données de télédétection, sur une période de 22 ans (1984 et 2003/2006) et à trois dates d'observation a permis de vérifier la stationnarité des changements dans le temps. Cependant, cette période risque de ne pas être suffisamment longue pour embrasser des situations de profonds changements de l'histoire de l'arganeraie dans cette zone. Ainsi, la faible dynamique de changement écologique se produisant depuis les années 80 en concomitance d'une mutation sociale favorable à un équilibre dans le système homme/environnement ne peut être confirmée (ou rejetée) au delà de la période analysée.

- *Choix méthodologiques*

Par ailleurs, la caractérisation des facies de dégradation a été basée sur un nombre suffisamment grand de descripteurs pour construire une image détaillée de l'état de dégradation de la station et estimer l'intensité des diverses perturbations. Le jeu de ces descripteurs présente l'avantage d'être élaboré pour refléter les propriétés de chaque formation forestière et d'être formalisé de manière opérationnelle pour un objectif de reproduction. Néanmoins, certains de ces descripteurs sont des variables semi-quantitatives (densité des sentiers, intensité des coupes et abondance de rocher vert) dont l'estimation, bien qu'elle ait été menée par un seul opérateur, pourrait être tributaire d'une part de subjectivité. Une manière d'améliorer l'objectivité des variables utilisées serait de chercher des métriques issues de l'écologie du paysage capables de traduire les particularités de chaque formation forestière, ou de développer des variables « proxy » dans une perspective de spatialisation du système de diagnostic de la dégradation qualitative.

Le système de caractérisation et des modèles de prédiction des facies de dégradation sont élaborés à partir des facteurs du milieu qui sont plutôt liés à l'intensité des perturbations comme la proximité et la densité des sentiers. Les autres facteurs du milieu qui peuvent être des déterminants naturels du type et de la productivité de la végétation ce sont révélés moins discriminants des stades de dégradation. Ce constat attendu dans la zone étudiée eu égard à son caractère globalement homogène, mais aussi en relation avec la nature semi-naturel de l'arganeraie. Dans ces écosystèmes les perturbations anthropiques deviennent néfastes et déplacent l'écosystème vers des états loin de son état de référence et avec des magnitudes plus élevés de ceux crées par les facteurs naturels. Bien que les déterminants édaphiques (type et profondeur du sol et type de substrat) ou physiques en relation avec les conditions hydriques et l'ensoleillement (exposition et pente) aient été incorporés depuis le début du diagnostic, l'effet d'autres facteurs naturels comme le stress et l'aridification semblent également jouer un rôle dans la dégradation de l'arganeraie (le Polain de Waroux & Lambin, 2011).

Principaux résultats

Afin d'améliorer encore les résultats de l'étude d'impact de la politique de partenariat public/privé, le modèle peut incorporer d'autres dynamiques pour simuler l'effet des facteurs de changement naturels et socio-économiques possibles. Il s'agit de (i) la démographie qui semble suivre une dynamique décroissante dans la zone étudiée, (ii) l'intégration du changement climatique qui semble être marqué par une aridité croissante et (iii) l'impact exponentiel du vieillissement des peuplements de l'arganier sur le dépérissement et la baisse de densité des arbres.

3. Proposition de stratégie d'aménagement

Pour structurer notre réflexion sur l'environnement externe et interne du système arganeraie, nous utilisons le cadre de réflexion SWOT (Strengths (atouts) - Weaknesses (faiblesses)- Opportunities (oppurtunités) - Threats (menaces)) (Tableau I). La stratégie d'aménagement proposée part des menaces et faiblesses de l'arganeraie pour formuler les principales contraintes de gestion et de conservation. Celles-ci doivent être réduites en se basant sur les atouts et les opportunités internes et externes à l'environnement de l'arganeraie.

Tableau I. Analyse SWOT pour le diagnostic du système arganeraie et son environnement.

	Positifs	**Négatifs**
	Atouts	Faiblesses
Origine interne	- Arbre agro-forestier multi-usages (pastoral, fruitier, MSA, …), - Arbre résistant à la sécheresse et indifférent à la nature du sol, - Arbre fructueux et à grande longévité, - Grande diversité génétique, bioclimatique et des biotopes.	- Surexploitation (surpâturage extensif ; écimage et ébranchage ; ramassage systématique des noix), - Absence de régénération par semis et échec des reboisements, - Vieillissement des peuplements, - Fragilité des milieux arides.
	Opportunités	Menaces
Origine externe	- Maîtrise de la production de plants en pépinière, - Filière prospère de l'huile d'argan, - Mutations sociales et développement socio-économique local et régional, - Réorganisation des cadres institutionnels (ANDZOA, Plan Maroc Vert)	- Sécheresse récurrentes et aridité croissance, - Doits de jouissance élargis (libre usage des droits d'usage), - Incompatibilité de gestion administrative et gestion coutumière, - Affaiblissement de la gestion coutumière et accroissement de l'individualisme, - Défaillance du système économique de la filière huile d'argan.

3.1. Contraintes à la conservation

Le fonctionnement actuel du modèle homme/arganier renvoie à l'existence de 4 catégories de contraintes pour une bonne gestion, susceptibles d'affecter la capacité de l'écosystème à se rééquilibrer.

(i) Sensibilité et fragilité de l'équilibre écologique en milieu aride

Le caractère semi-aride et l'irrégularité des précipitations définissent un territoire fragile pour l'arganeraie. L'impact de ces éléments structurels de fragilité devient plus accentué lorsqu'ils sont combinés à des facteurs de perturbations anthropiques.

Si les formations de thuya encaissent la grande majorité des prélèvements en bois de feu et de service, le pâturage extensif, l'écimage et le ramassage systématique des noix d'argan sont les principales perturbations de l'arganeraie. Elle est quasi-entièrement soumise à une exploitation minière (particulièrement pastorale) dépassant les limites de production de l'écosystème. L'absence de la régénération par semis et le vieillissement des peuplements est une menace générale à toute l'arganeraie. On assiste, en effet, à un dépérissement croissant des arbres sur pied qui devrait s'amplifier avec une aridité croissante et des périodes de sécheresse récurrentes. Les usages entretenant ces régimes de perturbations s'exercent en libre accès dans le domaine forestier, ce qui défavorise toute action d'aménagement négligeant ces réalités.

Dans les conditions déficitaires du territoire aride de l'arganeraie, il est plus difficile de redynamiser les processus écologiques, particulièrement dans les zones de dégradation avancée où plusieurs seuils d'irréversibilité écologique ont été franchis. Bien que la restauration active (ou assistée) des périmètres forestiers a été significativement maitrisée par le biais du développement des outils technologiques et stratégiques lors de la dernière décennie, leurs impacts restent limités dans les milieux arides (Cortina *et al.*, 2011). Le coût de la restauration, supporté actuellement par les fonds publics, est plus élevé dans ces conditions précaires et le retour à l'équilibre prend plus de temps. En effet, l'action de restauration active via les périmètres de reboisement installés par le forestier connait peu de réussite, entre autres à cause des problèmes de transplantation, du non-respect de ces périmètres par le bétail et parce que l'état n'a pas toujours les moyens d'imposer la mise en défens (Bellefontaine *et al.*, 2010)

(ii) Gestion conflictuelle de l'espace

La coexistence des usages traditionnels et d'une gestion de l'espace selon les découpages administratifs contraint la recherche de synergie et de complémentarité dans la gestion rationnelle. La situation confuse des droits d'usages et du régime foncier n'incite pas les populations locales à la conservation de la forêt.

Bien qu'un effort de plus en plus important soit fourni par les gestionnaires forestiers pour s'accommoder des modes et pratiques de gestion coutumière de la population, un climat d'antagonisme et de manque de confiance entre ces deux principaux types d'acteurs n'est pas à démontrer. Cette polarisation gestionnaire/usagers devenue structurelle, a produit l'hostilité de ces derniers envers les opérations de mise en défens des périmètres de reboisement.

(iii) Des règles et directives de gestion fixe dans un contexte dynamique

Les mutations que connaissent les structures sociale et communautaire, les conditions économiques, la structure et le type de l'élevage, les changements culturels et des modes de vie dus aux politiques de développement rural (points d'eau, électrification, routes et infrastructures .....) introduisent de nouvelles ruptures dans l'usage de l'espace. L'affaiblissement des systèmes traditionnels de régulation et de gestion communautaire de l'espace et la remontée de l'individualisme sont les conséquences de ces évolutions qui aggravent davantage le déséquilibre de l'écosystème quand des mesures d'anticipation n'ont pas été associées.

(iv) La défaillance du système économique

Au sein de cette dynamique, plusieurs mesures économiques ont été entreprises. L'arganeraie a été reconnue depuis 1998 comme Réserve Man and Biosphère (MAB) de l'UNESCO. L'huile d'argan a été récemment (2010) labellisée « indication géographique protégée » (IGP), après une décennie d'efforts de valorisation et de

représentation commerciale entrepris aux quatre coins du globe. Ces mesures devraient augmenter les opportunités de faire de cette huile (et les autres dérivés) un produit « biologique de niche écologique » (BNC)[28] et en faire un levier de développement local dans un contexte de globalisation. Cependant, plusieurs auteurs jugent ces mécanismes insuffisants pour réduire la pauvreté locale (le Polain de Waroux, 2012) et pour inciter la population à adopter des mesures de conservation (Aziz, 2012; Lybbert *et al.*, 2011). En effet, les entreprises privées interceptent la grande partie des plus-values économiques de la commercialisation des produits de l'arganier et de la forêt (coupe d'exploitation de tetraclinaie et produits non ligneux) en général. La population locale vivant dans ou à proximité de la forêt, n'ayant pas l'accès direct à l'aval de cette filière, est systématiquement exclue de la grande partie de ces avantages financiers.

Les 4 ensembles de contraintes à la gestion conservatrice (sensibilité et fragilité de l'équilibre écologique en milieu aride ; gestion conflictuelle de l'espace ; système de gestion figé dans un environnement en mutation; défaillance du système économique et inégalité d'accès aux biens et services) donnent les points d'appui pour une nouvelle approche de gestion durable de l'arganeraie.

3.2. L'aménagement « partenarial » : s'approprier la gestion environnementale

Bien que les plans d'aménagement forestier se veulent être participatifs et plaident pour l'association de la population locale, une réelle implication de cette dernière n'est pas encore gagnée. Ces plans forestiers n'ont pas encore atteint le réalisme du discours développé et la volonté nécessaire pour une cogestion locale.

---

[28] BNC (biological resource based niche commodities): produits de niche qui sont des biens ou services spéciaux, vendus à un nombre limité de consommateurs à des prix généralement plus élevés que ceux de leurs proches substituts.

Une proposition de stratégie d'aménagement de l'arganeraie est formulée ci-après. Elle repose sur quatre ensembles de mesures (Figure I) nécessaires pour surmonter les contraintes identifiées ci-dessus et mieux assurer la conservation de l'arganeraie. Cette proposition devrait être mise en œuvre par des plans d'aménagement adaptatifs pour faire face aux continuels changements socio-économiques et naturels.

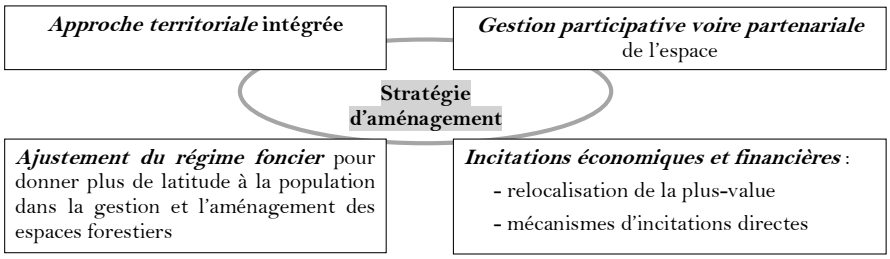


Figure I. Stratégie d'aménagement de l'arganeraie.

Approche territoriale intégrée

L'arganeraie fait partie d'un patrimoine à finalité agricole au sein duquel elle joue un rôle important pour assurer un équilibre écologique, économique et social. Il serait incohérent de figer son statut à l'intérieur de normes territoriales rigides. Elle doit être perçue comme un socio-écosystème dont la gestion est déterminée dans un rapport de voisinage, de complémentarité et de convivialité avec l'agriculture. L'arganier en tant qu'arbre possède des potentialités de production fruitière et pastorale qui aideraient à son insertion dans l'exploitation agricole. Récemment (2010) des efforts d'intégration de l'arganier dans le tissu agricole sont fournis par la création de ANDZOA (Agence de Développement des Zones Oasiennes et de l'Arganier) et par la fédération des usagers autour des investisseurs privés promue dans le cadre du Plan Maroc Vert.

Une nouvelle approche dans la gestion de l'espace : vers une gestion partenariale

Les instances et structures étatiques ne pouvant pas assurer le rôle de contrôle et ne disposant pas des capacités techniques suffisantes pour une gestion durable, l'implication des populations locales et des usagers de l'arganeraie s'impose. Le but est de développer de nouveaux processus pour remplacer les systèmes traditionnels dépassés de la gestion d'un environnement qui a profondément évolué.

La plus grande opportunité, qui est également le plus grand défi, réside dans la capacité d'appuyer et de soutenir le développement de nouveaux systèmes de gestion qui impliquent directement les usagers locaux. Ce système de cogestion nécessiterait le renforcement des capacités institutionnelles (coutumière et administrative) et des réformes législatives pour reconnaitre explicitement les formes de droits de jouissance actuelle et les rapporter à l'unité de gestion spatiale.

Le partenariat publique/privé et la reconnaissance des droits restent l'action centrale qui permettra une réconciliation entre l'homme et son milieu et inverser- ou du moins arrêter- le processus de dégradation. Cette préoccupation permettra de dépasser la simple logique de conservation stricte des forestiers.

L'arganeraie est un cas particulier d'une ressource forestière où les usages et les ayants droit sont soumis à un système de régulation, les deux éléments étant reliés à l'unité de gestion spatiale détenue par un ménage. Les terrains sont assortis de droits de propriété des usages clairement établis et séparables. Les nouveaux systèmes de gestion doivent appuyer la gestion et les formes de possession actuelle des parcelles d'arganier (*agdal* et « *agdal aménagé* ») dans le cadre d'une cogestion partenariale. Elle devrait être axée aussi bien sur le ménage, comme partenaire à responsabilité définie, qu'uniquement sur l'entité forestière. En effet, relier les ménages à leur unité spatiale de gestion favoriserait une gestion responsable basée sur la négociation et le contrôle de l'efficacité des mesures de conservation entreprises.

D'autres approches participatives ont été testées dans différentes régions forestières du Maroc. La plus récente et la plus évoluée s'appuie sur l'organisation des usagers en coopératives et associations locales. Son but est de faire de ces entités « des interlocuteurs, des porteurs de projets et des vecteurs de valorisation des diverses ressources forestières » (Lhafi, 2010). Le point fort de cette approche est que ces structures organisées facilitent la communication et la commercialisation des produits de l'arganier. Cependant, depuis leur essor il y a une dizaine d'années, ces coopératives semblent perdre leur ligne de conduite initiale. Celle-ci consistait à s'appuyer sur le développement économique de la filière arganier pour promouvoir une gestion conservatrice de l'écosystème. Actuellement, l'intérêt de ces coopératives est plutôt orienté vers la rentabilité économique et le développement humain que vers une efficience écologique.

Adapter le régime foncier

L'adaptation du régime foncier est un élément important pour asseoir une gestion adéquate de l'arganeraie. Il est très important de prendre en compte la réalité locale, c'est-à-dire les modes de propriété, de transfert et d'utilisation coutumière des terres. Il convient de trouver des moyens créatifs de s'accommoder des régimes fonciers existants. Le droit actuel de jouissance appliqué dans l'arganeraie (depuis 1925) reconnait l'usufruit à la population locale organisée en communauté. Avec l'évolution des structures locales et la remontée de l'individualisme dans la gestion de l'espace arganier, on assiste à un passage progressif à l'exclusivité de l'usage entre les ménages et le développement de formes de « *adverse possession*»[29]. L'une des méthodes possibles est d'anticiper cette dynamique d'occupation illégale pour qu'elle se déroule

[29] Adverse possession: "an actual possession, an occupation exclusive, continuous, open or visible and notorious for the requisite period". (Derek Mendes Da Costa & Balfour, Richard J. (Richard James) 1982. Property Law: Cases, Texts, and Materials. Edits. Emond-Montgomery. ISBN 0920722059, 9780920722053. pp. 600-601).

dans un cadre de négociation état/ménage dans un but d'efficience écologique. Un réajustement du régime foncier actuel est nécessaire pour donner plus de latitude à la population locale et passer d'une utilisation exclusive non conservatoire à une forme de possession, où l'état reste titulaire, avec de larges prérogatives cédées à la population sous conditions d'aménager et replanter leurs parcelles arganier. Un tel réajustement est de nature à rétablir la confiance entre population locale et forestiers.

Incitations économiques et financières

- *Relocalisation de la plus-value*

Un support du développement local doit s'appuyer sur le potentiel économique des produits de l'arganier et la valorisation de leur plus-value. Le développement des filières devrait chercher à maximiser les avantages pour la population locale et les groupes d'utilisateurs, de manière à créer des incitations à l'utilisation durable. Un effort de relocalisation *in situ* de la plus-value permettrait un partage équitable des bénéfices, récompenserait mieux les pratiques de gestion conservatoire et serait favorable à une meilleure équité sociale.

L'organisation des ménages en groupes à intérêt économique constituera à la fois l'organe interlocuteur et la structure de valorisation des ressources pour passer d'une économie de subsistance à la recherche d'une plus-value.

- *Les mécanismes d'incitation économique*

Leur enjeu est de trouver des accords entre gestionnaires forestiers qui cherchent à conserver une ressource et des populations locales en quête de reconnaissance juridique, de revenus et de solutions à leurs problèmes immédiats.

Le mécanisme PES (Payment for Ecosystem Services) a été reconnu comme un solide potentiel dans les stratégies de conservation mises en place dans plusieurs pays. En changeant les incitations pour les particuliers afin d'induire les changements désirés,

le mécanisme PES offre une méthode directe et plus équitable pour obtenir l'efficacité environnementale escomptée.

Le but étant de transformer les ménages (ou groupe de ménages) et les coopératives en véritables petites entreprises partenaires de l'administration forestière. Il s'agit d'appuyer le changement du comportement de ces antennes locales de gestion et de proximité pour les inciter à adopter les pratiques de conservation et les travaux de restauration dans leurs parcelles arganier. Le mécanisme d'incitation consiste à réinjecter, dans les espaces arganier contractés avec les ménages, les fonds et d'initier une véritable dynamique de développement local et régional. Les sources de fonds peuvent être sous forme d'attribution publique nationale ou internationale (i.*e.* REDD+), ONG, firmes et industriels des produits de l'arganier. Comme pour la plupart des approches d'incitation à l'action environnementale, le PES doit être conçu en étant dynamique, ajustant régulièrement les différentes formes d'incitation plutôt de les figer selon un système de règles rigides.

Enfin, ces quatre ensembles de mesures constituant le noyau de la stratégie de l'aménagement de l'arganeraie, doivent être déclinés en *plans d'aménagement adaptatifs* pour faire face aux continuels changements socio-économiques et naturels. Usagers et tous les acteurs responsables de la prise de décision en forêt se concertent pour faire l'évaluation des alternatives envisageables. Compte tenu des ressources, des capacités organisationnelles et des mécanismes d'incitations, l'évaluation conjointe pourrait mener à des ajustements dans l'aménagement. L'évaluation des alternatives se basera sur (i) l'efficacité environnementale traduite par un ensemble d'indicateurs de mesures biophysiques avec des niveaux (seuils) fixés ; (ii) rapport coût/rentabilité des différents choix alternatifs, et (iii) l'observatoire de l'équité sociale pour faire profiter les vrais partenaires de la gestion environnementale.

Références bibliographiques

Abrams, M., 2000. The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): Data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform. International Journal of Remote Sensing, 21(5): 847-859.

Adeel, Z. et al., 2005. Ecosystems and human well-being: desertification synthesis. A report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington.

Agresti, A., 2007. An Introduction to Categorical Data Analysis. Wiley series in probability and statistics, Published by JohnWiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 394 pp.

Alados, C.L. and El Aich, A., 2008. Stress assessment of argan (Argania spinosa (L.) Skeels) in response to land uses across an aridity gradient: Translational asymmetry and branch fractal dimension. Journal of Arid Environments, 72(4): 338-349.

Alifriqui, M., 2004. L'écosystème de l'arganier. Etude réalisée à la demande du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD/FEM-Maroc), 126 pp.

Aronson, J. et al., 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in restoration ecology and other 12 scientific journals. Restoration Ecology, 18: 143–154.

Aronson, J., Clewell, A.F., Blignaut, J.N. and Milton, S.J., 2006. Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. Journal for Nature Conservation, 14(3-4): 135-139.

Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. and Pontanier, R., 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A view from the South. Restoration Ecology (scanned document): 8 - 17.

Aspinall, R., 2004. Modelling land use change with generalized linear models--a multi-model analysis of change between 1860 and 2000 in Gallatin Valley, Montana. J Environ Manage, 72(1-2): 91-103.

Aubert, P.M., 2010. Action publique et société rurale dans la gestion des forêts marocaines - Changement social et efficacité environnementale. Thèse de doctorat en Sciences sociales pour l'environnement Thesis, AgroParisTech, Montpellier, France, 402 pp.

Auclair, L., 2010. La forêt rurale au Maroc : Haut Atlas central et arganeraie. Identité, enjeux du développement durable, résilience de la forêt rurale. Compte rendu de fin de projet POPULAR, IRD.

Audenino, P., 2004. Apport de la fusion pour la qualité des Modèles Numériques de Terrain radar dans un contexte multi modal. Institut National Polytechnique de Grenoble, Institut National Polytechnique de Grenoble (Presentation de soutenance), 60 pp.

Aurbacher, J. and Dabbert, S., 2011. Generating crop sequences in land-use models using maximum entropy and Markov chains. Agricultural Systems, 104(6): 470-479.

Aviles Benitez, A., 2000. Gestion soutenable et proximité des ressources naturelles : le cas de l'agriculture de dehesa en Andalousie. thèse d'économie appliquée Thesis, Université Pierre Mendes, Grenoble, France, 352 pp.

Aziki, S., 2005. Dégradation et changements écologiques dans la réserve de biosphère Arganeraie. Ministère de l'Agriculture et de la Reforme Agraire. Direction des Eaux et Forets & GTZ.

Aziz, L., 2012. Valorisation du savoir local pour une cogestion conservatoire de l'arganeraie marocaine. PhD thesis Thesis, Faculté des Sciences, Université de Liège, 273 pp.

Barbero, M., Benabid, A., Quezel P., Rivas Martinez S. and Santos A., 1982. Contribution à l'étude des Acacio-Arganetalia du Maroc sud-occidental. Document de Phytosociologie(6): 311-338.

Bardhan, P., 1993. Symposium on Management of Local Commons. Journal of Economic Perspectives, 7(4): 87-92.

Baskent, E.Z. and Jordan, G.A., 2002. Forest landscape management modeling using simulated annealing. Forest Ecology and Management, 165 (1-3): 29 -45.

Bassisty, E., 1998. Apport de l'imagerie spatiale haute résolution (Spot XS, Landsat TM) à l'onservation et au suivi des ressources naturelles renouvelables en zone steppique aride (Sud-Algérois). Thèse Doct. Sci. (PhD) Thesis, Aix-Marseille III, 275 pp.

Bazzaz, F.A., 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and manmodified ecosystems. In : Mooney H.A. & Godron M. (Eds), Disturbance and Ecosystems : components of responses, Springer Verlag, New-York : 12-28.

Bejbouji, J., 2009. Rapport sur l'état des lieux relatif à l'arganeraie, ULG-SEED, Arlon, Belgique.

Bejbouji, J., MOUGENOT, C., M0RMONT, M., QARRO, M. and AZIZ, L., 2011. Appropriation progressive de l'arganeraie : Exploration de l'histoire depuis la genèse des droits jusqu'a leur refonte, 48eme colloque de l'Association de Science Régionale de Langue Française (ASRDLF). 6,7 et 8 juillet à Schoelcher - Martinique, pp. 16.

Bellefontaine, R., 2010. De la domestication à l'amélioration variétale de l'arganier (*Argania spinosa* L. Skeels) ? Sécheresse, 21 (1): 42-53.

Bellefontaine, R., Ferradous, A., Alifriqui, M. and Monteuuis, O., 2010. Multiplication végétative de l'arganier, Argania spinosa, au Maroc : le projet John Goelet. Bois et Forêts des Tropiques, 304 (2): 47 - 60.

Benabid, A., 1976. Etude phytocologique, phytosociologique et sylvopastorale de la tétraclinaie de l' Amsittène. es-science Thesis, Droit, Econom., Sc., Aix, Marseille III 155 pp.

Benabid, A., 1994. Biogéographie phytosociologie et phytodynamique des cedraies de l'Atlas, Cedrus atlantica (Manetti). Ann. Rech. For. - Maroc(27): 61-76.

Benabid, A., 2000. Flore et écosytèmes du Maroc: Evaluation et préservation de la biodiversité, Paris, France, 359 pp.

Benchekroun, F., 1990. Un systeme typique d'agroforesterie au Maroc: L'arganeraie, Paper presented at Séminaire Maghrébin d'Agroforesterie, Jebel Oust, Tunisie.

Benchekroun, F. and Buttoud, G., 1989. L' arganeraie dans l' économie rurale du sud-ouest marocain. Forêt Méditernéenne, XI(2): 127 - 136.

Benzyane, M., 1995. Le rôle socio-économique et environnemental de l'arganier, actes des Journées d'étude sur l'arganier, Essaouira (Maroc), 29-30 septembre 1995.

Berka, S. and Harfouche, A., 2001. Effets de quelques traitements physico-chimiques et de la température sur la faculté germinative de la graine d'Arganier. Revue forestière française, 3(2): 125 - 130.

Blignaut, J. et al., 2013. Establishing the links between economic development and the restoration of natural capital. Current Opinion in Environmental Sustainability.

Bontemps, S., Bogaert, P., Titeux, N. and Defourny, P., 2008. An object-based change detection method accounting for temporal dependences in time series with medium to coarse spatial resolution. Remote Sensing of Environment, 112(6): 3181-3191.

Boudy, P., 1952 Guide forestier en Afrique du Nord, Paris, France.

Bourbouze, A. and El Aïch, A., 2005. L'élevage caprin dans l'arganeraie: l'utilisation conflictuelle d'un espace. Cahiers Agricultures, 14(5): 447-453.

Bousquet, F. and Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. Ecol Model 176(3-4): 313-332.

Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. and Rey-Benayas, J.M., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. Trends Ecol Evol, 26(10): 541-9.

Buttoud, G., 2001. Gérer les forêts du sud : l'essentiel sur la politique et l'économie forestière dans les pays en développement, Paris, France.

Cairns, J.J., 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. Environmental Professional, 11: 152-159.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M. and Abel, N., 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? Ecosystems 4: 765-781.

Castella, J.-C. and Verburg, P.H., 2007. Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam. ecological modelling, 202(3-4): 410-420.

Charleux-Demagne, J., 2001. Qualité des modèles numériques de terrain pour l'hydrologie. Application à la caractérisation du régime de crues des bassins versants. Ph.D. thesis Thesis, Marne-La-Vallée (France), 350 pp.

Charrouf, Z., 2007. 20 ans de recherche-action pour faire de l'arganier un levier du développement durable du milieu rural marocain. In: U.M.V.-A. Faculté des Sciences, Rabat (Editor), L'arganier levier de développement humain du milieu rural marocain, Rabat - Maroc.

Chaussod, R., Adlouni, A. and Christon, R., 2005. L'arganier et l'huile d'argane au Maroc : vers la mutation d'un système agroforestier traditionnel ? Cahiers Agricultures, 14(4): 351 - 356.

Chirico, P., 2004. An evaluation of SRTM, ASTER, and contour based DEMs in the Caribbean region. USGS, Earth Surface Processes Team. Available online : http://geology.er.usgs.gov/eespteam/terrainmodeling/Pete%27s%20publications/chirico_urisa2004.pdf.

Comín, F.A., 2010. Ecological Restoration: a Global Challenge. Cambridge University Press.

Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B. and Lambin, E., 2004. Review ArticleDigital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. International Journal of Remote Sensing, 25(9): 1565-1596.

Cordonnier, T., 2004. Perturbations, diversité et permanence des structures dans les écosystèmes forestiers. Thèse Doct. Sci. (PhD) Thesis, Université Paris XI, 259 pp.

Cortina, J. et al., 2011. On the restoration of degraded drylands. Sécheresse, 22: 69-74.

Couclelis, H., 2005. "Where has the future gone?" Rethinking the role of integrated land-use models in spatial planning. Environ Plan A, 37: 1353-1371.

Cristofoli, S. and Mahy, G., 2011. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. Biotechnol. Agron. Soc. Environ., 14(1): 203-211.

Culmsee, H., 2004. Vegetation and pastoral use in the Western High Atlas Mountains (Morocco) : An assessment of sustainability from the geobotanical perspective, Actes du 7ème colloque maroco-allemand - Rabat, Rabat pp. 67-80.

d'Ozouville, N. et al., 2008. DEM generation using ASAR (ENVISAT) for addressing the lack of freshwater ecosystems management, Santa Cruz Island, Galapagos. Remote Sensing of Environment, 112(11): 4131-4147.

D'Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K.F., Ravi, S. and Runyan, C.W., 2012. Global desertification: Drivers and feedbacks. Advances in Water Resources.

Definiens, I., 2006. Definiens professional 5, user guide. Document Version 5.0.6.1.

Desclée, B., Bogaert, P. and Defourny, P., 2006. Forest change detection by statistical object-based method. Remote Sensing of Environment, 102(1-2): 1-11.

Diouf, A. and Lambin, E.F., 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.

Dobie, P., 2001. Poverty and the Drylands. The Global Drylands Development Partnership, United Nations Development Programme, Nairobi.

Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. and Baker, A.J.M., 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. Science 277(5325): 515 - 522.

DREF/SO, 2005. Evaluation des travaux de régénération de l'arganier, Direction Régionale des Eaux et des Forêts du Sud Ouest (Agadir). Haut Commissariat des Eaux et des Forêts et de la Lutte contre la Désertification.

Dutoit, T., 2011. Ecological restoration of Mediterranean ecosystems: specificities, hopes and limits. International Journal of Mediterranean Ecology, 37(2) (Special issue, 7th SER European Conference on Ecological Restoration, 23-27 August 2010, Avignon, France).

Duveiller, G., Defourny, P., Desclée, B. and Mayaux, P., 2008. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. Remote Sensing of Environment, 112(5): 1969-1981.

Eastman, J.R., 2003. Guide to GIS and image processing. . In: C.U.-C. Labs (Editor), Worcester, MA USA, pp. 328.

Ehrenfeld, J.G., 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. Restoration Ecology, 8(1): 2-9.

El Aboudi, A., 1990. Typologie des arganeraies inframéditerranéennes et écophysiologie de l'arganier (Argania spinosa (L.) Skeels) dans le Souss (Maroc), Thèse Univ. Joseph Fourier, Grenoble, France, 133 pp.

El Aboudi, A., 2000. Télédétection et cartographie de la végétation en zone aride. Application à la terminaison occidentale de l'Anti-Atlas marocain. Thèse de doctorat d'état es-sciences biologiques Thesis, Université Mohammed V - Agdal - Rabat- Maroc, 159 pp.

El Aich, A., Bourbouze, A. and Morand-Fehr, P., 2005. La chèvre dans l'arganeraie. Actes Editions, Rabat (Maroc), 123 pp.

El Harousse, L., Aziz, L., Bellefontaine, R. and El Amrani, M., 2012. Le savoir ecologique de deux populations habitant l'arganeraie (Essaouira). Sécheresse(23): 67-77.

El Yousfi, M., 1988. La dégradation de l'arganeraie dans le sud marocain: cas de la forêt d'Admine (Souss) entre 1969 et 1986. Thèse 3ème cycle Thesis, Inst. agron. vétér. Hassan II, Rabat, Maroc.

Ernst, C. et al., 2010. Congo Basin forest cover change estimate for 1990, 2000 and 2005 by Landsat interpretation using an automated object-based processing

chain. The International Archives of the Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences (XXXVIII-4/C7).

F.G.D.C., 1998. Geospatial Positioning Accuracy Standards Part 3: National Standard for Spatial Data Accuracy.FGDC-STC-007.3- 1998, USGS Federal Geographic Data Committee (FGDC).

FAO, 2001. Evaluation des ressources forestières mondiales 2000 - rapport principal. Etude FAO. Forêts N°140. Rome. Available online www.fao.org/forestry/site/7949/fr/.

FAO, 2007. Forests and climate change working paper 5 : definitional issues related to reducing emissions from deforstation in developping countries. Tech. Rep. 5. FAO, Rome, Italy.

FAO, 2010. Evaluation des ressources forestières mondiales 2010. Rapport national. Maroc, FAO, Rome.

Flache, A. and Hegselmann, R., 2001. Do irregular grids make a difference? Relaxing the spatial regularity assumption in cellular models of social dynamics. Journal of Artificial Societies and Social Simulation, 4(4): 6.1-6.27.

Foote, K.E. and Huebner, D.J., 1995. Error, Accuracy, and Precision. The Geographer's Craft Project, University of Texas at Austin, 10 pp.

Franklin, J.F. et al., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. Forest Ecology and Management, 155(1-3): 399-423.

Frontier, S., 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie, Paris - France.

Fuller, D.O., 1999. Canopy phenology and optical properties of some zambezian woodlands in Estern Zambia. Global Ecol. Bio. Geogr.(9): 199 - 209.

Galvin, M., 2004. La Reconnaissance métisse: une analyse de la politique de protection des connaissances traditionnelles au Pérou., Université de Genève, Suisse, 410 pp.

Gardner, W. and Steinberger, Y., 1989. A proposed mechanism for the formation of 'Fertile Islands' in the desert ecosystem. Journal of Arid Environments(16): 257-262.

Garfi, M., Ferrer-Marti, L., Bonoli, A. and Tondelli, S., 2011. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. J Environ Manage, 92(3): 665-75.

Garrigues, S., 2004. Hétérogénéité spatiale des surfaces terrestres en télédétection : caractérisation et influence sur l'estimation des variables biophysiques. Thèse Doct. Sci. (PhD) Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 380 pp.

Genin, D. and 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(3): 257-269.

Godron, M., Daget, P., Long, G. and Emberger, L., 1983. Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu, Paris - France, 292 pp.

Gong, J., Liu, Y. and Chen, W., 2012. Land suitability evaluation for development using a matter-element model: A case study in Zengcheng, Guangzhou, China. Land Use Policy, 29: 464– 472.

Gorokhovich, Y. and Voustianiouk, A., 2006. Accuracy assessment of the processed SRTM-based elevation data by CGIAR using field data from USA and Thailand and its relation to the terrain characteristics. Remote Sensing of Environment, 104(4): 409-415.

Grainger, A., 1999. Constraints on Modelling the Deforestation and Degradation of Tropical Open Woodlands. Global Ecology and Biogeography (Tropical Open Woodlands Special), 8(3/4): 179-190.

Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. American Naturalist(111): 1169 - 1194.

Guan, D. et al., 2011. Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. ecological modelling, 222(20-22): 3761-3772.

Gunderson, L.H., 2000. Ecological resilience - in theory and application. Annual Review of Ecology and Systematics, 31: 425-439.

Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. Science, 162(3859): 1243-8.

Hare, M. and Deadman, P., 2004. Further towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. Mathematics and Computers in Simulation, 64(1): 25-40.

HCEFLCD, 2006. Rapport dur la conservation et le développement de l'arganeraie. .

HCP, 1982; 1971. Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Direction de la statistique, Haut Commissariat au Plan, Rabat.

HCP, 2004; 1994. Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Direction de la statistique, Haut Commissariat au Plan, Rabat.

Helldén, U., 1991. Desertification-time for an assessment? Ambio, 20: 372 - 383.

Hirano, A., Welch, R. and Lang, H., 2003. Mapping from ASTER stereo image data: DEM validation and accuracy assessment. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 57(5-6): 356-370.

Hobbs, R.J., 2007. Restoration ecology: are we making an impact? Restoration Ecology, 15: 597-600.

Hobbs, R.J. and Harris, J.A., 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. Restoration Ecology, 9: 239 - 246.

Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics, 4: 1-23.

Homer-Dixon, T.F., 1994. Environmental Scarcities and Violent Conflict: Evidence from Cases, Peace and Conflict Studies Program, University of Toronto International Security, pp. 5-40.

Hosmer, D.W. and Lemeshow, S., 2000. Applied Logistic Regression. 2nd edition, New York: John Wiley & Sons, Inc.

Huggel, C., Schneider, D., Miranda, P.J., Delgado Granados, H. and Kääb, A., 2008. Evaluation of ASTER and SRTM DEM data for lahar modeling: A case study on lahars from Popocatépetl Volcano, Mexico. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 170(1-2): 99-110.

Ionesco, T. and Sauvage, C., 1962. Les types de végétation au Maroc: essai de nomenclature et de définition. Rev. Géog. Maroc., 1(2): 75 - 86.

IPCC, 2003. Definitions and methodological options to inventory emissions from direct human induced degradation of forests and devegetation of other vegetation types. Institute for Global Environmental Strategies, Japan. Alternative 1.

Isaksson, A., Wallman, M., Göransson, H. and Gustafsson, M.G., 2008. Cross-validation and bootstrapping are unreliable in small sample classification. Pattern Recognition Letters, 29(14): 1960-1965.

ITTO, 2005. Revised ITTO criteria and indicators for the sustainable management of tropical forests including reporting format. ITTO Policy development series N°15.

J. Fu, W., 2005. Nonlinear GCV and quasi-GCV for shrinkage models. Journal of Statistical Planning and Inference, 131(2): 333-347.

Jack, B.K., Kousky, C. and Sims, K.R., 2008. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. Proc Natl Acad Sci U S A, 105(28): 9465-70.

Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A. and Guevara, E., 2008. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database: http://srtm.csi.cgiar.org.

Jauffret, S., 2001. Validation et comparaison de divers indicateurs des changements a long terme dans les ecosystemes mediterraneens arides : Application au suivi

de la désertification dans le Sud tunisien. PhD thesis Thesis, Universite de droits, d'economie et des sciences, Marseille (France), 360 pp.

Jauffret, S. and Vela, E., 2000. Passé, présent et devenir des paysages pastoraux au sud et au nord de la Méditerranée. L'exemple du Sud tunisien et du Sud-Est français., Séminaire International Mepenpop 2000 : Population rurale et environnement en contexte bioclimatique méditerranéen., 25-28/10/2000, Jerba, Tunisie.

Jenerette, G.D. and Wu, J., 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona-Phoenix region, USA. Landscape Ecology(16): 611-626.

Johnson, D.L. and Lewis, L.A., 2007. Land degradation: Creation and destruction. Rowman & Littlefield Publishers.

Kääb, A., 2002. Monitoring high-mountain terrain deformation from repeated air- and spaceborne optical data: examples using digital aerial imagery and ASTER data. ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing(57): 39- 52.

Kääb, A., 2005. Combination of SRTM3 and repeat ASTER data for deriving alpine glacier flow velocities in the Bhutan Himalaya. Remote Sensing of Environment, 94(4): 463-474.

Kaimowitz, D. and Angelsen., A., 1998. Economic models of tropical deforestation: A review. . Center for International Forestry Research., Bogor, Indonesia.

Kamusoko, C., Aniya, M., Adi, B. and Manjoro, M., 2009. Rural sustainability under threat in Zimbabwe – Simulation of future land use/cover changes in the Bindura district based on the Markov-cellular automata model. Applied Geography, 29(3): 435-447.

Kenny, L., 2007. Atlas de l'arganier et de l'arganeraie. Institut agronomique et vétérinaire Hassan II. 190 p.

Kocabas, V. and Dragicevic, S., 2006. Assessing cellular automata model behaviour using a sensitivity analysis approach. Computers, Environment and Urban Systems, 30(6): 921-953.

Lake, P.S., 2001. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. Ecological Management and Restoration, 2: 110-115.

Lambin, E.F., 1999. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. Global Ecology and Biogeography (Tropical Open Woodlands Special)(8): 191-198.

Lambin, E.F. and Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. Land Use Policy, 27(2): 108-118.

Landis, J.R. and Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics (33): 159-174.

Lanly, J.-P., 2003. Les facteurs de déforestation et de dégradation des forêts, the XII World Forestry Congress, Québec City.

Le Floc'h, E., Neffati, M., Chaieb, M. and Pontanier, R., 1995. Un essai de réhabilitation en zone aride. Le cas de Menzel Habib (Tunisie), in R. Pontanier, (eds.), L'Homme peut-il refaire ce qu'il a défait? John Libbey Eurotext, Paris., pp. 139-160.

Le Houerou, H.N., 1990. Agroforestry and sylvopastoralism to combat land degradation in the Mediterranean Basin : old approaches to new problems. . Agriculture, Ecosystems and Environment(33): 99-109.

Le Houérou, H.N., 1995. Considérations biogéographiques sur les steppes arides du Nord de l'Afrique. Sécheresse 6: 167-182.

le Polain de Waroux, Y., 2012. Social and Ecological Change in the Argan Woodlands, Morocco. Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Thesis, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgium, 248 pp.

le Polain de Waroux, Y. and Lambin, E.F., 2011. Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: The case of the argan woodlands (Morocco). Applied Geography, 32(2): 777-786.

Lefhaili, A., 2010. FAO Forest Resources Assessment : Morocco Country Report, Rome: FAO.

Lhafi, A., 2010. Les espaces boisés méditerranéens : Institutions et Gouvernance., 3ème Conférence scientifique méditerranéenne du GID - Espace méditerranéen de la science : « Richesse et diversité méditerranéennes ; biologie et culture », Alexandrie, pp. 13.

Liang, H., Falta, R.W., Henderson, J.K. and Shoemaker, S., 2012. Probabilistic Simulation of Remediation at a Site Contaminated by Trichloroethylene. Ground Water Monitoring & Remediation(32): 131-141.

Loireau, M., 1998. Espaces-Ressources-Usages : Spatialisation des interactions dynamiques entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques au Sahel nigérien., Thèse Doct. Univ. Montpellier III - Paul Valéry, 393 pp.

Lorent, H. et al., 2008. Land degradation and economic conditions of agricultural households in a marginal region of northern Greece. Global and Planetary Change, 64(3-4): 198-209.

Ludeke, A.K., R. C. Maggio and Reid., L.M., 1990. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. Journal of Environmental Management, 31: 247-59.

Ludwig, D., Walker, B., Holling, C.S. and ., o.a., 1997. Sustainability, stability, and resilience. Conservation Ecology, 1(7): Available from the Internet. URL: http://www.consecol.org/vol1/iss1/art7/

Lybbert, T.J., Aboudrare, A., Chaloud, D., Magnan, N. and Nash, M., 2011. Booming markets for Moroccan argan oil appear to benefit some rural households while threatening the endemic argan forest. Proc Natl Acad Sci U S A, 108(34): 13963-8.

Lybbert, T.J., Barrett, C.B. and Narjisse, H., 2002. Market-based conservation and local benefits: the case of argan oil in Morocco. Ecological Economics, 41 125-144.

Lybbert, T.J., Magnan, N. and Aboudrare, A., 2010. Household and local forest impacts of Morocco's argan oil bonanza. Environment and Development Economics, 15(04): 439-464.

M'hirit, O., Benzyane, M., Benchekroun, F., El Yousfi, S.M. and Bendaanoun, M., 1998. L'arganier, une espèce fruitière-forestière à usages multiples., Belgique, 145 pp.

Malagnoux, M., Sène, E.H. and Atzmon, N., 2007. Forests, trees and water in arid lands: a delicate balance. Unasylva(58): 24 - 29.

Malki, F., 2008. Evaluation de la gestion antérieure et de l'action anthropique sur les écosystèmes forestiers au niveau des communes rurales de Smimou, Imi n'Tlit, Idda ou Azza et Imgrad de la province d'Essaouira. mémoire de troisième cycle Thesis, Ecole Forestière des Ingénieurs - Salé - Maroc, 260 pp.

Mather, A., 1992. The forest transition. Area 24 (4): 367-379.

Mather, A. and Needle, C., 1998. The forest transition: a theoretical basis. Area, 30: 117-124.

McGregor, H.V., Dupont, L., Stuut, J.-B.W. and Kuhlmann, H., 2009. Vegetation change, goats, and religion: a 2000-year history of land use in southern Morocco. Quaternary Science Reviews, 28(15-16): 1434-1448.

Mellado, J., 1989. S.O.S. Souss: argan forest destruction in Morocco. Oryx, 23(02): 87 - 93.

Ménard, A. and Marceau, D.J., 2005. Exploration of spatial scale sensitivity in geographic cellular automata. Environment and Planning B: Planning and Design, 32(5): 693-714.

Mertens, B. and Lambin, E.F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. Applied Geography, 17(2): 143-62.

METI/NASA/USGS, 2009. ASTER Global DEM Validation. Summary Report, METI/ERSDAC, NASA/LPDAAC, USGS/EROS (ASTER GDEM Team).

Meyfroidt, P. and Lambin, E., 2009. Geographic and historical patterns of reforestation. Bulletin des séances. Académie Royale des sciences d'Outre-Mer, 55(4): 477-502.

Michon, G., De Foresta, H., Levang, P. and Verdeaux, F., 2007. Domestic forests: a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. Ecology and Society, 12(2:1).

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, DC.

Ministère chargé des eaux et forêts, 1999. Inventaires forestier national, rapport de synthèse, 37 p.

Monnier, Y., 1965. Les problèmes actuels de l'arganeraie marocaine. Revue forestière française(11): 750 - 767.

Montalvo, J., Casada, M.A., Levassor, C. and Pineda, F.D., 1993. Species diversity patterns in Mediterranean grasslands. Journal of Vegetation Science, 4(2): 213-222.

Moreno, N., Wang, F. and Marceau, D.J., 2009. Implementation of a dynamic neighborhood in a land-use vector-based cellular automata model. Computers, Environment and Urban Systems, 33(1): 44-54.

Msanda, F., 1993. Ecologie et cartographie des groupements végétaux d'Anzi (Anti-Atlas occidental, Maroc) et contribution à l'étude de la diversité génétique de l'arganier (Argania spinosa (L.) Skeels). Thèse doctorat Thesis, Univ. Joseph Fourier, Grenoble, France, 116 pp.

Msanda, F., El Aboudi, A. and Jean-Paul, P., 2005. Biodiversité et biogéographie de l'arganeraie marocaine. Cahiers Agricultures, 14(4): 357 - 364.

Mutangah, J.G., 1996. Forest Quality Indicators with Reference to Kakamega Forest, Kenya, National Museums of Kenya.

Myint, S.W. and Wang, L., 2006. Multicriteria decision approach for land use land cover change using Markov chain analysis and a cellular automata approach. . Can. J. Remote Sens., 32: 390 - 404.

Naggar, M. and M'hirit, O., 2006. L'arganeraie : un parcours typique des zones arides et semi-arides marocaines. Sécheresse, 17 (1-2): 314-317.

Nouaïm, R., 1994. Ecologie microbienne des sols d'arganeraies: activités microbiologiques des sols et rôle des endomycorhizes dans la croissance et la nutrition de l'arganier (Argania spinosa (L.) Skeels). ES Sciences Thesis, Université Ibnou Zohr - Agdir, 193 pp.

Nouaïm, R., Echairi, A., Kaaya, M. and Chaussod, R., 2007. Contribution à la domestication de l'arganier pour la production d'huile. Cahiers Agricultures, 16(3): 199 - 204.

Nugent, J.B., 1993. Between state, markets and households: A neoinstitutional analysis of local organizations and institutions. World Development, 21(4): 623-632.

Ostrom, E., 2010. Gouvernance des biens communs. Pour une nouvelle approches des ressources naturelles. Révision scientifique : Laurent Baechler 978-2-8041-6141-5- Co-édition De Boeck et Nouveaux-Horizons - édition Planète en jeu., 301 pp.

Ouhiwa, H., 2008. Contribution à l'étude de la variabilité des graines d'arganier (Argania spinosa) en rapport avec la durée de stockage et la provenance. mémoire de troisième cycle Thesis, Ecole Forestière des Ingénieurs - Salé - Maroc, 69 pp.

Parker Dawn C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M.J. and Deadman, P., 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. Annals of the Association of American Geographers, 93(2): 314–337.

PCDA, 2001. Synthèse du plan cadre de la réserve de Biosphère de l'Arganeraie. Projet Conservation et développement de l'Arganeraie. Version préliminaire, Agadir - Maroc.

Peltier, J.P., 1982. La végétation du bassin versant de l'Oued Souss (Maroc). Doctorat d'Etat Thesis, Université de Grenoble (France), 201 pp.

Peterson, G., Allen, C.R. and Holling, C.S., 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems 1: 6-18.

Pickett, S.T.A. and White, P., 1985. The ecology of natural disturbances and patch dynamics., New York, USA., 472 pp.

Pimm, S., 1984. The complexity and stability of ecosystems. Nature, 307: 321-326.

Pinton, F. and Grenand, P., 2007. Savoirs traditionnels, populations locales et ressources globalisées. In : Aubertin Catherine (ed.), Pinton Florence (ed.), Boisvert Valérie (ed.). Les marchés de la biodiversité. Paris : IRD. ISBN 978-2-7099-1636-3, pp. 165-194.

Plourde, L. and Congalton, R.G., 2003. Sampling Method and Sample Placement: How Do They Affect the Accuracy of Remotely Sensed Maps? Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 69(3): 289-297.

Rabus, B., Eineder, M., Roth, A. and Bamler, R., 2003. The shuttle radar topography mission—a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 57(4): 241-262.

Rahali, M., 1989. Production de la forêt d'arganier, actes du colloque Formations Forestières Continues, thème "l'arganier", station de la recherche forestière - Rabat (Maroc), pp. 66 - 73.

Rautiainen, A., Wernick, I., Waggoner, P.E., Ausubel, J.H. and Kauppi, P.E., 2011. A national and international analysis of changing forest density. PLoS One, 6(5): e19577.

Reynolds, J.F. et al., 2007. Global desertification: building a science for dryland development. Science, 316(5826): 847-51.

Roberts, L., Stone, R. and Sugden, A., 2009. The rise of restoration ecology. Science, 325(5940): 555. available online : www.sciencemag.org/content/325/5940/555.full.pdf.

Romagny, B., 2009a. Des souks aux marchés internationaux. La valorisation économique de l'huile d'argan marocaine : un cas d'école des contradictions du développement durable, Colloque international « localiser les produits »; 9,10 et 11 juin 2009, UNESCO-Paris.

Romagny, B., 2009b. Des souks aux marchés internationaux. La valorisation économique de l'huile d'argan marocaine : un cas d'école des contradictions du développement durable, Colloque international « localiser les produits », les 9,10 et 11 juin 2009 à l'UNESCO - Paris

Rudel, T.K. et al., 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. Global Environmental Change, 15(1): 23-31.

Saaty, T.L., 1980. The Analytic Hierarchy Process, New York, USA.

Safriel, U. and Adeel, Z., 2005. Dryland systems., Ecosystems and human well-being, current state and trends, Washington, pp. 625-658.

Safriel, U. and Adeel, Z., 2008. Development paths of drylands: thresholds and sustainability. Sustainability Science, 3(1): 117-123.

Saporta, G., 2006. Probabilités, analyse des données et statistique, 619 pp.

Sarin, M., 1995. Cogestion des forêts en Inde: réalisations et défis. In FAO (1995). Gestion des ressources forestières communautaires. Revue internationale des forêts et des industries forestières, 46-1995/1(180).

Schmidt-vogt, D., 1998. Defining degradation : the impact of swidden on forests in northern Thailand. Mountain Research and development, 18(2): 135-149.

Schulz, J.J., Cayuela, L., Echeverria, C., Salas, J. and Rey Benayas, J.M., 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). Applied Geography, 30(3): 436-447.

Seidl, R. et al., 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. ecological modelling, 222(4): 903-924.

Semboloni, F., 2000. The growth of an urban cluster into a dynamic self-modifying spatial pattern. Environment and Planning B: Planning and Design, 27(4): 549-564.

Simberloff, D., 1990. Reconstituting the ambiguous-can islands be restored ? ln : Towns, Dougerthy, Atkinson, eds. Ecological restoration of New Zealand islands. Depart. of Conservation, Wellington (New Zealand). 37-51.

Simenel, R. et al., 2009. L'argan : l'huile qui cache la forêt domestique. De la valorisation du produit à la naturalisation de l'écosystème. Autrepart (50): 51-74.

Simmonds, D. and Feldman, O., 2011. Alternative approaches to spatial modelling. Research in Transportation Economics, 31(1): 2-11.

Sklar, F.H. and Costanza, R., 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: A review and prognosis., Quantitative methods in landscape ecology, New York: Springer-Verlag., pp. 239-88.

Society of Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Tucson, AZ. www.ser.org.

Stevens, N., 2004. NASA EOS Terra ASTER: Volcanic topographic mapping and capability. Remote Sensing of Environment, 90(3): 405-414.

Strager, M.P. and Rosenberger, R.S., 2006. Incorporating stakeholder preferences for land conservation: Weights and measures in spatial MCA. Ecological Economics, 58(1): 79-92.

Stringer, L.C., 2008. Reviewing the International Year of Deserts and Desertification 2006: What contribution towards combating global desertification and implementing the United Nations Convention to Combat Desertification? Journal of Arid Environments, 72(11): 2065-2074.

Sun, G., Ranson, K.J., Kharuk, V.I. and Kovacs, K., 2003. Validation of surface height from shuttle radar topography mission using shuttle laser altimeter. Remote Sensing of Environment, 88(4): 401-411.

Tarmadi, A., 2010. Contribution de la composante agroforestière arganeraie dans le revenu des ménages. Cas des 3 communes rurales du massif de l'amsitten: Smimou, Imin Tlit et Ida ou Azza. mémoire de troisième cycle Thesis, Ecole Forestière des Ingénieurs - Salé - Maroc, 95 pp.

Thompson, J.D., 2005. Plant evolution in the Mediterranean. Oxford University Press, Oxford, 293 pp.

Toutin, T. and Cheng, P., 2002. Comparison of automated digital elevation model extraction results using along-track ASTER and across-track SPOT stereo images. SPIE Journal, Optical Engineering, 41(9): 2102- 2106.

Tucker, C.J., Dregne, H.E. and Newcomb, W.W., 1991. Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. Science, 253: 299 - 301.

UNCCD, 2012. Incentive and market-based mechanisms to promote sustainable land management: framework and tool to assess applicability. Global Mechanism, pp. 77.

UNEP/CBD/SBSTA, 2001. Main Theme: Forest Biological Diversity. Report of the Ad Hoc Technical Expert Group on Forest Biological Diversity. Subsidiary Body for Scientific, Technical and Technological Advice, Seventh Meeting, Montreal, 12-16 November 2001. (www.biodiv.org/programmes/areas/forest/definitions.asp).

USAID/Morocco, 2008. Morocco biodiversity and tropical forestry assessment : prosperity, livelihoods and conserving ecosystems .

van Zyl, J.J., 2001. The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): a breakthrough in remote sensing of topography. Acta Astronautica, 48(5-12): 559-565.

Verburg, P.H., 2006. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. Landscape Ecology, 21(8): 1171-1183.

Verburg, P.H. and Overmars, K.P., 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. Landscape Ecology, 24(9): 1167-1181.

Weber, J., 1996. Perspectives de gestion patrimoniale des ressources renouvelables., Quelle politique foncière pour l'Afrique rurale?, Paris, Karthala & Coopération française, pp. 534 - 552.

Wechsler, S.P., 2007. Uncertainties associated with digital elevation models for hydrologic applications: a review. Hydrol. Earth Syst. Sci.(11): 1481-1500.

Wise, S.M., 2007. Effect of differing DEM creation methods on the results from a hydrological model. Computers & Geosciences, 33(10): 1351-1365.

Wyman, M.S. and Stein, T.V., 2010. Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. Applied Geography, 30(3): 329-342.

Xiong, Y. et al., 2007. Combining AHP with GIS in synthetic evaluation of eco-environment quality-a case study of Hunan Province. China. Ecol. Model, 209: 97-109.

Yin, R. and Zhao, M., 2012. Ecological restoration programs and payments for ecosystem services as integrated biophysical and socioeconomic processes—China's experience as an example. Ecological Economics, 73: 56-65.

Young, O.R. et al., 2006. A Portfolio Approach to Analyzing Complex Human-Environment Interactions: Institutions and Land Change. Ecology and Society., 11(2) :31.

Zhang, J., Wang, K., Chen, X. and Zhu, W., 2011. Combining a fuzzy matter-element model with a geographic information system in eco-environmental sensitivity and distribution of land use planning. Int J Environ Res Public Health, 8(4): 1206-21.

Zugmeyer, L., 2006. Projet de développement sylvo-pastoral de l'arganeraie marocaine (commune rurale de Tiout, Taroudant, Marco). Master's Thesis, Nancy, France, 82 pp.

Annexes

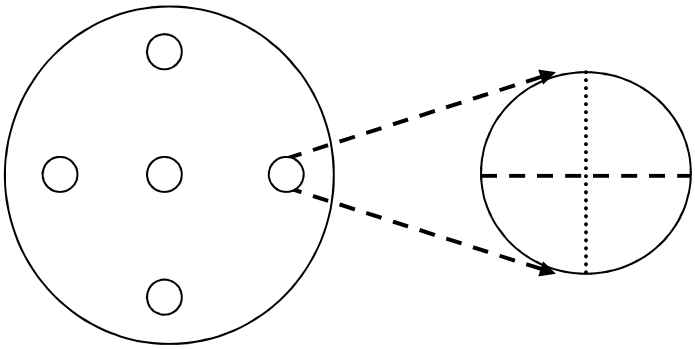
Annexe 2.1. Les principaux travaux réalisés sur le suivi de la dégradation de l'arganeraie.

Arganeraie de montagne		
Auteur (année) et zone d'intérêt	**Matériel et Méthode**	**Résultats et Commentaires**
El Aboudi (1990) à Ait Baha (anti Atlas)	Données : photographies aériennes Période : 1952 et 1986 Méthode : Comparaison visuelle de 14 transects parallèles passant à travers 6 classes physionomiques des peuplements arganiers.	Un arbre par un Km linéaire sur 34 ans. L'arganeraie d'Ait Baha est globalement stable.
El Aboudi (2000) à Ait Baha (anti Atlas)	Données : images satellites SPOT (20m). Période : 1989 et 1993 Méthode : (i) différence de NDVI et (ii) comparaison des deux images issues de classifications supervisées.	La végétation naturelle dans sa grande majorité est stable. Il faudrait analyser une séquence d'images plus importante pour pouvoir tirer des conclusions significatives dans ces milieux à faible dynamique de changement. Les résultats de la méthode de différence de NDVI dépendent beaucoup des traitements radiométriques pour corriger les bruits du signal qui dépassent souvent les magnitudes de changement

		essentiellement dans les zones arides à couvert végétal faible et épars. La deuxième méthode (comparaison post classification) elle dépend de la qualité des classifications et de la pureté des sites d'entrainement. En effet, dans un même environnement, différents résultats de classification peuvent être obtenus selon le choix et le nombre des sites d'entrainement et des algorithmes de classification.
Msanda (1993 cité par El Aboudi, 2000) la région d'Anzi (anti-Atlas)	Données : photographies aériennes. méthode des transects.	Résultats similaires à ceux trouvés par El Aboudi (2000)
Willekens (2009) et Demoulin (2008) Idda ou Azza et Imin T'lit – plateaux de Haha (Essouira)	Données de très haute résolution spatiale : photographie aérienne, ortho photo plan, image satellite Quickbird (0,6 m). Méthode des transects et comparaison visuelle.	Les deux auteurs s'accordent sur le faible rythme de déforestation et de changement de densité : de moins d'1 arbre à l'hectare. Échelle géographique locale.
McGregor *et al.* (2009) Arganeraie des Haha	Données : datation à partir des pollens végétales des sédiments marins. Période : plusieurs siècles. Méthode : étude palynologique des sédiments marins (côtes d'Essaouira).	La dégradation et l'activation des processus de l'érosion des sols remontent plus loin (depuis le 7ème siècle) suite au développement économique et démographique induisant des changements dans les pratiques des usagers (pâturage des chèvres, développement des cultures). Cette détérioration des écosystèmes naturels s'est traduite

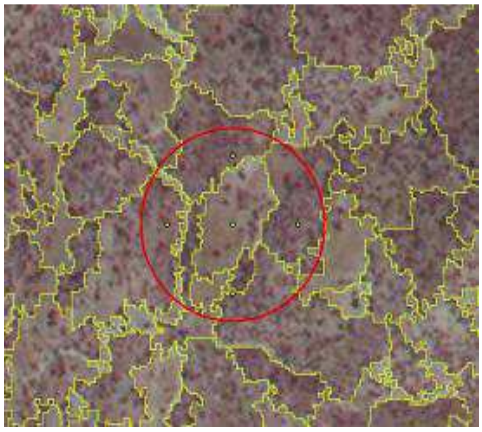
		par un processus de steppisation. Ils n'ont pas enregistré une diminution de l'arganeraie.
le Polain de Waroux et Lambin (2011) commune El Faid (Taroudant)	Données : photographies aériennes et images satellites Spot et Quickbird (Google EarthTM) Période : 1970 à 2007.	Forte diminution de densité (44,5%). Échelle géographique locale. zone continentale d'extrême Est de l'arganeraie de montagne. Les principaux facteurs de dégradation : accroissement des conditions climatiques arides, la forte demande de bois de feu des marchés locaux, et dans une moindre mesure le surpâturage.
Arganeraie de plaine		
Lybbert *et al.* (2011) Région de l'arganeraie	Données : image NDVI de 8*8 km. Période : 1981 à 2009 Comparaison pixel par pixel.	La dégradation dans la plaine de Sous se manifeste entre 1980 – 1990 à cause de l'expansion des cultures irriguées. La valorisation de l'huile d'argan semble induire sa dégradation.
Jadaoui (1998 in Aziki, 2005) Plaine de Souss	Données : photographies aériennes Période : 1957 et 1986 Méthode : (photo-interprétation) comparaison post-classification.	importante dynamique de dégradation de l'arganeraie dans cette zone où la surface des matorrals et des sols dénudés ont triplé.
EL Youssfi (1988) Forêt d'Admine - Plaine de Souss	Méthode : comparaison post classification Données : photographies aériennes (photo-interprétation) Période : 1969 à 1986.	un rythme annuel de 583 ha/an (2,6%). ce chiffre a été largement cité dans la littérature en le généralisant à d'autres situations de l'arganeraie.

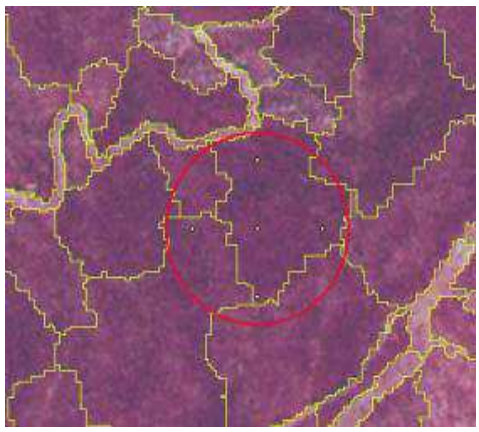
Annexe 3.1. Unité primaire et secondaire de l'échantillon



Unité grappe circulaire (10 ha) Placette circulaire (18 m de rayon)

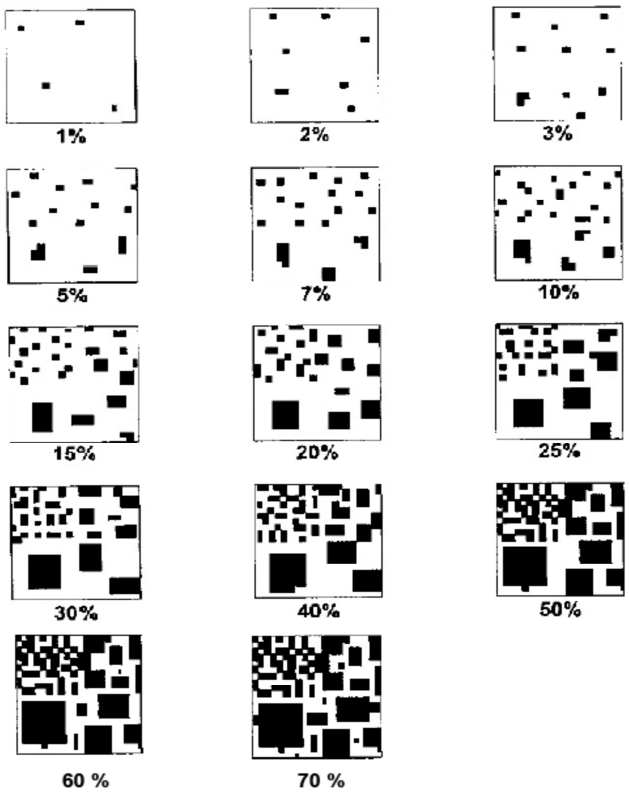
Annexe 3.2. Stratification par objet homogène.





5 placettes son retenues par unité primaire 2 placettes sont retenues par unité primaire

Annexe 3.3. La charte de recouvrement (adapté de Godron et al., 1983).



* les classes de recouvrement 60 % et 70 % ont été développés dans la charte pour les besoins de cette étude.

Annexe 3.4. Fonctions discriminantes sur les axes factoriels.

Fonctions discriminantes linéaires

Tetraclinaie				Arganeraie			
Variable	**d**	**pd**	**td**	**Variable**	**d**	**pd**	**td**
Constant	-2,97	-1,18	-11,31	Constant	-1,90	-1,53	-6,61
Dim 1	3,43	-2,97	9,61	Dim 1	0,72	-2,97	7,37
Dim 2	-1,53	-0,15	4,41	Dim 2	-2,12	1,12	-0,02
Dim 3	0,42	0,04	-1,21	Dim 4	0,61	-0,71	1,09
Dim 4	-1,37	0,15	2,25	Dim 5	0,18	-0,67	1,63
Dim 5	1,06	-1,00	3,46	Dim 6	0,15	-0,73	1,84
Dim 6	-1,64	0,62	0,12	Dim 9	0,65	-1,69	3,83
Dim 8	0,73	-1,14	5,05				

Annexe 3.5. Matrice pseudo-inverse des dimensions factorielles en fonction des indicatrices des variables de la végétation.

Tetraclinaie															
	mutil1_1	**mutil1_2**	**mutil1_3**	**mutil2_1**	**mutil2_2**	**mutil2_3**	**mutil3_1**	**mutil3_2**	**mutil3_3**	**rcvt1**	**rcvt2**	**rcvt3**	**H12**	**H3**	**H45**
Dim 1	-0,07	0,05	0,09	-0,08	-0,02	0,11	-0,08	0,10	0,05	-0,07	0,03	0,10	0,08	0,06	-0,07
Dim 2	0,10	-0,14	0,06	0,15	-0,09	0,01	0,06	-0,10	0,07	0,09	-0,17	0,09	0,10	-0,13	0,07
Dim 4	-0,10	0,20	-0,22	-0,02	0,10	-0,17	0,16	-0,24	0,14	-0,09	0,07	0,08	0,11	0,08	-0,09
Dim 5	-0,06	0,00	0,16	-0,08	0,01	0,06	0,05	-0,12	0,23	0,11	0,01	-0,24	-0,20	0,01	0,05
Dim 6	0,18	-0,27	0,15	-0,17	0,24	-0,28	0,03	-0,04	-0,01	-0,13	0,28	-0,15	0,23	-0,12	0,02
Dim 8	0,29	-0,20	-0,31	0,09	-0,08	0,06	-0,39	0,48	0,16	-0,10	0,18	-0,06	-0,01	-0,14	0,12

Arganeraie												
	roch1	**roch2**	**roch3**	**P456_1**	**P456_2**	**P456_3**	**rcvt1**	**rcvt2**	**rcvt3**	**rcvt4**	**H1**	**H2**	**H345**
Dim 1	-0,04	0,07	0,14	-0,06	0,04	0,11	-0,07	-0,01	0,07	0,09	0,12	0,00	-0,07
Dim 2	0,02	-0,12	0,01	0,06	-0,14	-0,04	0,19	-0,14	-0,02	0,09	0,11	-0,11	0,15
Dim 4	-0,05	0,08	0,16	-0,02	-0,20	0,21	0,03	0,12	-0,22	-0,03	-0,16	-0,02	0,12
Dim 5	-0,04	0,15	0,09	-0,05	0,12	0,03	0,22	-0,24	0,18	-0,09	-0,02	-0,12	0,23
Dim 6	-0,01	-0,25	0,23	-0,10	0,26	0,04	-0,02	0,06	-0,06	-0,03	-0,11	-0,02	0,10
Dim 9	0,01	0,10	-0,14	0,01	0,08	-0,08	-0,11	-0,16	0,25	0,45	-0,52	0,05	0,19

Annexe 3.6. Les paramètres des modèles logistiques.

Tetraclinaie					
Paramètre		FD_model	Valeur estimée	Intervalle de confiance à 95 %	
score végétation		pd	0,0483	0,0296	0,0698
score végétation		td	-0,00778	-0,0193	0,00241
proxmite	ass_proch	pd	-0,6161	-1,2439	-0,0154
proxmite	ass_proch	td	-0,7109	-1,5640	0,0917
proxmite	loin	pd	1,4662	0,7030	2,3665
proxmite	loin	td	0,6441	-0,4737	1,7529
densite_sentier	sent_1	pd	5,1399	3,7149	6,8703
densite_sentier	sent_1	td	-0,0372	-1,1272	1,0310
densite_sentier	sent_2	pd	2,1983	1,3563	3,1642
densite_sentier	sent_2	td	-1,6290	-2,3882	-0,9535
Arganeraie					
Paramètre		**FD_model**	**Valeur estimée**	**Intervalle de confiance à 95 %**	
Intercept		pd	3,3548	1,3131	5,5117
Intercept		td	-2,6837	-5,7074	0,1428
score végétation		pd	0,0362	0,0131	0,0607
score végétation		td	-0,0175	-0,0489	0,0123
densite_sentier	sent1	pd	0,7167	0,1767	1,3281
densite_sentier	sent1	td	-2,1042	-4,0546	-0,9848
densite_sentier	sent2	pd	0,7158	0,1999	1,3104
densite_sentier	sent2	td	-0,1585	-0,9626	0,9105
mode_gestion	agdal	pd	-0,2841	-0,8772	0,2304
mode_gestion	agdal	td	-0,5338	-1,4291	0,3797
mode_gestion	mouchaa	pd	-0,7538	-1,4229	-0,1389
mode_gestion	mouchaa	td	0,6779	-0,2538	1,6344

Annexe 3.7. Données relevées par placette.

Schéma (topo-séquence)

1. **ID :**
2. **Placette N° :**
3. **Géographie**
   - X : ……. ……
   - Y : ……..
   - Z : ……..

4. **Commune : ……Lieu - dit :……**
5. **Pente (%) : ……Exposition : ……**
6. **Système agro-écologique :**

Forêt **:** ☐ ***Terrain de parcours*** : ☐ MSA ☐ ***Terrain de culture*** : ☐

Arganeraie pure : ☐

Arganeraie mélangée : ☐

Tetraclinaie pure : ☐

Tetraclinaie mélangée : ☐

- Céréaliculture : ☐ type :
- Arboriculture : ☐ type :
- Clôture :
  - Haie en branchage ☐
  - Pierre sèche ☐
  - Pierre sèche&branchage ☐
  - Pierre&terre ☐

7. **Statut foncier, utilisation gestion traditionnelle**

- Privé de l'Etat : ☐ - domaine privé ou privatisé : ☐
  - Agdal : ☐
  - Mouchaa : ☐

8. **Caractères du substrat /sol**

Substrat : - calcaire : ☐ - grès/grès calcaire : ☐ - dolomie : ☐

Profondeur du sol :

Décapité ou superficiel (<10 cm) ☐ peu profond (10 à ☐ ☐

profond (>30)

Piérosité :

terreuse ☐ terreuse/gravillonnaire ☐ caillouteuse (<10 cm) ☐ rocailleuse (>10 cm) ☐

9. intensité de fréquentation par les usagers

Proximité

- Très proche (<500 m) ☐ - assez proche (500 m à 1000 m) ☐ - loin (>1 km) ☐

Densité des sentiers

– propre à faible ☐ – moyenne ☐ - forte ☐

10. végétation

Strate arboré :

Thuya ☐ arganier ☐ chêne vert ☐ oléastre ☐ caroubier ☐

Recouvrement total : ..... Recouvrement Thuya.....Recouvrement Arganier .....Recouvrement Chêne vert.....

Hauteur arborée : .....Etat de développement du peuplement : jeune ☐ adulte ☐ vieux ☐

Traitement sylvicole : futaie sur souche ☐ taillis ☐

Strate arbustive :

- Recouvrement : traces ☐ [2 à 5] ☐ [5 à 10] ☐ >10 ☐

Structure verticale :

- Complexe (Arbo+Arbu/Arbu/herb) ☐ normale (Arbo/arbu/Herb) ☐ Réduite (Arb/Herb) ☐ Thérophytisé (herb) ☐

Régénération naturelle : absent ☐ présente ☐ observations

11. Dégradation

Processus (stade) phytodynamique : Forêt/matorral arboré ☐ matorral bas et steppes (dématorralisation) ☐ thérophytisation ☐

Mutilations (nbr +) :

	Arganier	Thuya	Chêne vert
Ebranchage			
Coupe de rejet			
Souche rasée			

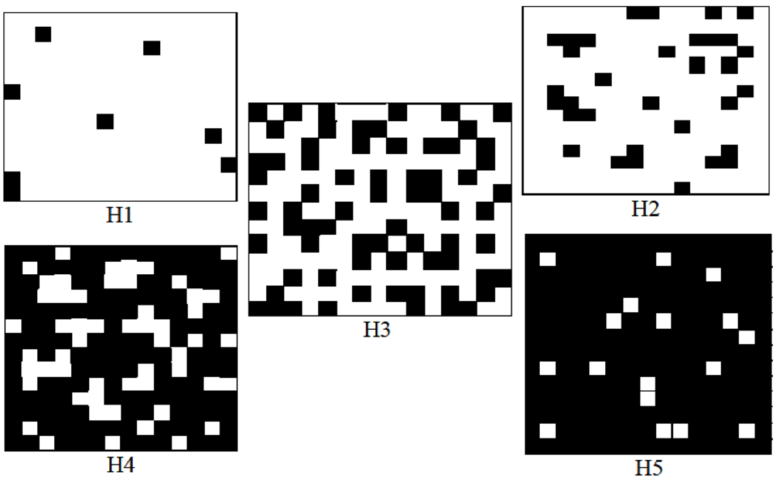
Présence de rocher vert (nbr +) ☐

Etat général du peuplement (artificialisation) : peu dégradé ☐ dégradé ☐ très dégradé ☐

12. Intensité et modes d'exploitation dominant

- Parcours ☐ sous exploité ☐
- bois de feu ☐ bien exploité ☐
- bois de service ☐ surexploité ☐
- cueillette des noix ☐
- mise en culture ☐

13. Hétérogénéité (structure horizontale)



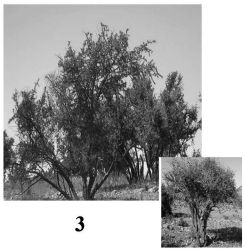
14. Profil arboré



1



2



3



4



5



6

Photos