

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]



Université d'Ottawa • University of Ottawa



Université d'Ottawa - University of Ottawa

FACULTÉ DES ÉTUDES SUPÉRIEURES
ET POSTDOCTORALES

FACULTY OF GRADUATE AND
POSTDOCTORAL STUDIES

PARENTEAU, Marie-Pierre

AUTEUR DE LA THÈSE - AUTHOR OF THESIS

M.Sc. (géographie)

GRADE - DEGREE

Département de géographie

FACULTÉ, ÉCOLE, DÉPARTEMENT - FACULTY, SCHOOL, DEPARTMENT

TITRE DE LA THÈSE - TITLE OF THE THESIS

Cartographie de la dégradation des sols par une approche géomatique dans la
région d'Azilal, Haut Atlas marocain

Michael C. Sawada

DIRECTEUR DE LA THÈSE - THESIS SUPERVISOR

EXAMINATEURS DE LA THÈSE - THESIS EXAMINERS

B. Lauriol

K. Gajewski

J.-M. De Koninck, Ph.D.

LE DOYEN DE LA FACULTÉ DES ÉTUDES
SUPÉRIEURES ET POSTDOCTORALES

SIGNATURE

DEAN OF THE FACULTY OF GRADUATE
AND POSTDOCTORAL STUDIES

**Cartographie de la dégradation des sols par une
approche géomatique dans la région d’Azilal,
Haut Atlas marocain.**

Marie-Pierre Parenteau

Thèse présentée à la Faculté des études supérieures
et postdoctorales de l’Université d’Ottawa en vue de
l’obtention de la Maîtrise ès Sciences en Géographie

Sous la direction de Dr. Michael C. Sawada

Département de géographie
Université d’Ottawa

Mars 2004

© Marie-Pierre Parenteau, Ottawa, Canada, 2004



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-494-01574-8

Our file Notre référence

ISBN: 0-494-01574-8

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

Remerciements

Nous tenons à remercier Dr. A. Bannari pour l'obtention des données satellitaires et des documents cartographiques ainsi que pour la préparation des missions de terrain. Ce travail n'aurait pas été possible sans l'aide financière de l'OTAN, du CRSNG ainsi que de l'Université d'Ottawa. Notons aussi l'important support technique fourni par A. El Harti, A. Ghmari et M. Bachaoui de la FST de Beni Mellal au Maroc lors des missions de terrain.

Ma gratitude la plus sincère à Dr. Mike Sawada qui a accepté de devenir le directeur de cette thèse à un moment critique.

Résumé

La mesure des changements dans la couverture des sols à l'échelle régionale et l'estimation du risque de dégradation des sols à l'échelle du bassin versant nécessitent non seulement de l'information sur la structure physique du sol mais également les outils appropriés pour bien évaluer ces changements. Des travaux de recherche antérieurs ont démontré un intérêt grandissant pour l'utilisation des données de télédétection comme source d'information. Leur utilisation en synergie avec les systèmes d'information géographique (SIG) permet de développer une méthode efficace pour l'identification et la cartographie des sols présentant un potentiel de dégradation.

Afin d'identifier les zones à risque de dégradation dans une région de l'Afrique du nord, nous avons considéré une approche géomatique qui intègre les variables suivantes : état de dégradation des sols, longueur de pente, orientation, présence de végétation et potentiel érosif du ruissellement. Pour avoir une idée du degré de dégradation du sol, nous avons exploité les indices de la forme et de la coloration. La complémentarité de ces indices permet l'identification de différents niveaux de dégradation. Afin de cartographier la végétation dans la zone d'étude, le MSAVI(2) a été calculé. Quant aux données géomorphométriques (orientation, longueur de pente, IEE), elles ont été dérivées d'un MNT qui a été généré dans un SIG à partir d'une carte topographique au 1 :50 000. L'intégration de toutes ces données multisources dans un SIG et l'application des analyses multicritères permettent d'identifier et de cartographier les zones exposées à la dégradation des sols. Les résultats de la modélisation ont été comparés avec un document cartographique de référence en se basant sur le coefficient de Kappa. Les valeurs de ce dernier obtenues lors des différentes comparaisons semblent indiquer un faible niveau de correspondance avec le document cartographique de référence. Afin d'appuyer la validation des résultats

de la méthode proposée, une comparaison visuelle à partir de documents photographiques de la zone d'étude a aussi été effectuée.

L'utilisation des indices de forme et de coloration a permis de caractériser l'état de dégradation des sols dans la zone d'étude. L'intégration du SWIR dans le formalisme a permis d'obtenir de meilleurs résultats, cette région spectrale étant riche en information géologique. La valeur du coefficient de Kappa lors de la comparaison entre le document cartographique de référence et les résultats de l'analyse multicritères intégrant les données morphométriques, la carte de végétation et la carte du niveau de dégradation des sols indique un faible niveau de correspondance entre les deux cartes. Par contre une comparaison visuelle basée sur des documents cartographiques récents de la zone d'étude semble indiquer une bonne correspondance entre les résultats de l'AMC et la réalité terrain.

Abstract

Changes in land cover at a regional scale and the assessment of the risk of soil degradation at the scale of the basin require not only information on the physical structure of soil but also appropriate tools to evaluate these changes. Past research projects have demonstrated a growing interest in remote sensing data as a source of information on soil degradation. Remote sensing used in conjunction with GIS allows for the development of an effective method for the identification and mapping of potential soil degradation.

In order to identify the areas subject to a high risk of degradation in a region of Northern Africa, a geomatics approach integrating the following variables was considered: state of soil degradation, slope length, aspect, presence of vegetation and the erosive potential of overland flow. In order to map the state of soil degradation, the Hue and the Coloration indices were calculated from remotely sensed imagery. The complimentary nature of these two spectral indices allows the identification of the different levels of soil degradation. A vegetation index, MSAVI(2), was used to obtain a map of vegetation. Geomorphometric data (aspect, slope length, stream power index), were derived from a DEM generated in a GIS from a topographic map at a 1:50 000 scale. These data were integrated in a GIS by means of a multicriterion model. Multicriterion evaluations were then performed to identify and map areas of potential degradation. Model results were then compared with a cartographic document (reference map) using the Kappa coefficient. Comparisons between modeled potential degradation and the reference map showed overall low levels of agreement. Subsequently, a visual comparison using photographs of the study area was also performed as a way to further evaluate the results of the proposed method.

The use of the Coloration and the Hue indices allowed us to characterize the state of soil degradation in the study area. Integration of the SWIR region of the spectrum in the formalism of the indices provided better results. The value of the Kappa coefficient from the comparisons indicates a low level of agreement between the results obtained with our multicriterion analysis integrating the geomorphometric data, the vegetation map and the soil degradation map with the reference map. This low agreement was likely due to the age of the reference map and the fact that it does not necessarily reflect current conditions in the region. On the other hand a visual comparison based on recent photographs of the study area indicates a good level of agreement between the results of the multicriterion analysis and the ground truth.

Table des matières

Remerciements.....	II
Résumé.....	III
Abstract	V
Table des matières	VII
Liste des acronymes.....	X
Liste des tableaux.....	XI
Liste des figures.....	XII
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE	- 1 -
1.1 Introduction.....	- 1 -
1.2 Problématique	- 4 -
1.3 Objectifs de la recherche.....	- 11 -
1.4 Organisation de la thèse	- 12 -
CHAPITRE 2 : UTILISATION DE LA TÉLÉDÉTECTION ET DES SIG POUR L'ÉVALUATION DE LA DÉGRADATION DES SOLS EN MILIEU SEMI-ARIDE	- 13 -
2.1 Introduction.....	- 13 -
2.2 Site d'étude.....	- 13 -
2.3 Télédétection et systèmes d'information géographique.....	- 16 -
2.3.1 La télédétection.....	- 16 -
2.3.2 Les systèmes d'information géographique.....	- 20 -
2.4 Les sols	- 20 -
2.5 Dégradation des sols et facteurs d'érosion des sols	- 21 -
2.6 Effets de l'érosion.....	- 24 -
2.7 Modélisation de l'érosion	- 25 -
2.7.1 Modèles d'érosion de type empirique	- 25 -
2.7.1.1 Équation universelle de perte de sol (USLE)	- 26 -
2.7.1.2 SEMMED.....	- 27 -
2.7.2 Modèles d'érosion de type physique	- 28 -
2.7.2.1 ANSWERS.....	- 29 -
2.7.2.2 EUROSEM.....	- 30 -
2.7.3 Conclusions.....	- 31 -

2.8 Modélisation par intégration de données de télédétection et SIG.....	- 31 -
2.8.1 Dérivation de paramètres géomorphométriques.....	- 33 -
2.8.1.1 Premières dérivées d'un MNT : orientations et pentes.....	- 33 -
2.8.1.2 Indice d'énergie d'eau	- 34 -
2.8.2 Information spectrale	- 35 -
2.8.3 Indices spectraux.....	- 36 -
2.8.4 Apport du moyen et proche infrarouge	- 38 -
2.8.5 Indices de végétation.....	- 39 -
2.9 Analyses multicritères	- 40 -
2.9.1 Standardisation des variables (critères).....	- 43 -
2.9.2 Attribution des poids	- 44 -
2.10 Comparaison entre documents cartographiques	- 46 -
2.10.1 Pourcentage correctement classifié (PCC).....	- 47 -
2.10.2 Coefficient de Kappa	- 47 -
2.11 Analyse de sensibilité.....	- 48 -
2.12 Conclusions.....	- 49 -
 CHAPITRE 3 : ACQUISITION ET TRAITEMENT DES DONNÉES.....	 - 51 -
3.1 Introduction.....	- 51 -
3.2 Données.....	- 51 -
3.2.1 Données images	- 53 -
3.2.2 Données terrain	- 53 -
3.2.2.1 Données spectroradiométriques.....	- 54 -
3.2.2.2 Données atmosphériques	- 56 -
3.2.3 Données cartographiques	- 57 -
3.3 Génération d'un MNT.....	- 59 -
3.3.1 Numérisation.....	- 59 -
3.3.2 Évaluation de la précision du MNT	- 60 -
3.4 Prétraitement des données	- 62 -
3.4.1 Étalonnage radiométrique du capteur et corrections atmosphériques	- 63 -
3.4.2 Corrections géométriques.....	- 68 -
3.4.3. Corrections topographiques	- 70 -
3.4.4 Mesures spectroradiométriques et analyse des spectres	- 72 -
3.5 Indices spectraux	- 75 -
3.6 Dérivation des données géomorphométriques.....	- 76 -
3.7 Analyses multicritères	- 77 -
3.7.1 Poids des variables.....	- 77 -
3.7.2 Comparaison entre cartes	- 79 -
3.8 Conclusions.....	- 80 -

CHAPITRE 4 : ANALYSE DES RÉSULTATS.....	- 82 -
4.1 Introduction.....	- 82 -
4.2 Dérivation des paramètres géomorphométriques	- 82 -
4.3 Indice de végétation	- 82 -
4.4 Indices spectraux	- 85 -
4.5 Analyses multicritères	- 95 -
4.6 Comparaisons entre cartes.....	- 99 -
4.6.1 Carte de dégradation des sols comparée à la carte de l'indice de végétation	- 100 -
4.6.2 Carte de dégradation des sols comparée à la d'érosion d'Azilal.....	- 100 -
4.6.3 Comparaisons avec les résultats des AMC	- 103 -
4.6.3.1 Carte de l'AMC 1 comparée à la carte d'érosion d'Azilal	- 103 -
4.6.3.2 Carte de l'AMC 1 comparée à la carte de dégradation des sols	- 104 -
4.6.3.3 Carte de l'AMC 2 comparée à la carte d'érosion d'Azilal	- 105 -
4.6.4 Carte le l'AMC 2 comparée avec la réalité terrain.....	- 108 -
4.7 Analyse de sensibilité.....	- 109 -
4.8 Conclusions.....	- 112 -
CHAPITRE 5: DISCUSSIONS ET CONCLUSIONS	- 113 -
5.1 Discussion des résultats	- 113 -
5.2 Recommandations.....	- 119 -
5.3 Conclusions.....	- 121 -
ANNEXE 1	- 122 -
ANNEXE 2	- 123 -
ANNEXE 3	- 124 -
ANNEXE 4	- 126 -
ANNEXE 5	- 128 -
ANNEXE 6	- 130 -
ANNEXE 7	- 132 -
RÉFÉRENCES	- 134 -

Liste des acronymes

5S: *Simulation of the Sensor Signal in the Solar Spectrum*

AHP: *Analytical Hierarchy Process*

AMC : *Analyse multicritères*

ANSWERS: *Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*

BRDF: *Bidirectional Reflectance Distribution Function*

EQM: *Erreur quadratique moyenne*

ESRI: *Environmental Systems Research Institute*

ETM + : *Enhanced Thematic Mapper Plus*

EUROSEM: *European Soil Erosion Model*

FAO : *Food and Agriculture Organisation*

GLASOD : *Global Assessment of Soil Degradation*

IC: *Indice de coloration*

IEE : *Indice d'énergie d'eau*

IF: *Indice de forme*

ISODATA: *Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*

MNT : *Modèle numérique de terrain*

MSAVI(2) : *Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2*

NDVI: *Normalized Difference Vegetation Index*

PCC: *Pourcentage correctement classifié*

SEMMED: *Soil Erosion Model for Mediterranean Regions*

SIG: *Système d'information géographique*

SWIR: *Shortwave Infrared*

TIN: *Triangular Irregular Network*

UNEP : *United Nations Environment Programme*

USLE: *Universal Soil Loss Equation*

WLC: *Weighted Linear Combination (combinaison par pesée linéaire)*

Liste des tableaux

Tableau 1. Fonctions des sols (van Lynden, 2000).....	- 3 -
Tableau 2. Description des facteurs affectant l'intensité de l'érosion hydrique (Arnold et al., 1989).....	- 23 -
Tableau 3. Attribution des poids selon la méthode de comparaison par paires (selon IDRISI, 1999).....	- 45 -
Tableau 4. Comparaison par paires de la méthode AHP (Brousseau et LeBel, 2002).....	- 45 -
Tableau 5. Caractéristiques des bandes spectrales du capteur ETM+ de Landsat-7.....	- 53 -
Tableau 6. Matrice de comparaison et poids attribué à chacune des variables pour l'AMC 1.	- 78 -
Tableau 7. Matrice de comparaison et poids attribué à chacune des variables pour l'AMC 2.	- 79 -
Tableau 8. Résumé des résultats des indices spectraux calculés à partir des mesures spectroradiométriques.	- 89 -
Tableau 9. Résumé des différentes comparaisons entre documents cartographiques réalisées dans ce travail.	- 99 -

Liste des figures

Figure 1. Carte de l'état de dégradation des sols en 1990 (Source: UNEP Geo Data Portal, 2002).	- 2 -
Figure 2. Localisation du site d'étude.	- 14 -
Figure 3. La présence de rigoles et la couleur de l'eau témoignent de l'existence du problème d'érosion.	- 16 -
Figure 4. Principe à la base de la télédétection passive.	- 17 -
Figure 5. Effet de la topographie sur la géométrie de l'image (selon Bannari et al., 1995).	- 19 -
Figure 6. Érosion en ravinement dans la région d'Azilal, Maroc, janvier 2002.	- 25 -
Figure 7. Données nécessaires à l'utilisation du modèle d'érosion SEMMED (selon De Jong, 1994).	- 28 -
Figure 8. Paramètres nécessaires au calcul du modèle ANSWERS (selon De Roo et al., 1989.)	- 29 -
Figure 9. Exemple de matrice de confusion (selon Stehman, 1999).	- 46 -
Figure 10. Organigramme méthodologique de la thèse.	- 52 -
Figure 11. Exemples de matériaux au sol: grès à l'affleurement oxydé et argile à l'affleurement	- 55 -
Figure 12. Exemple de signature spectrale (grès à l'affleurement non-oxydé)	- 56 -
Figure 13. Carte d'érosion d'Azilal, 1986.	- 58 -
Figure 14. MNT de la zone d'étude.	- 59 -
Figure 15. Processus d'orthorectification basé sur l'utilisation d'un MNT. Effet des différentes corrections sur le CN moyen dans chacune des bandes spectrales de l'image.	- 71 -
Figure 16. Concept de convexité et de concavité des courbes de réflectance des sols (selon Haboudane, 1999).	- 73 -
Figure 17. Mesures spectroradiométriques de la végétation dans la zone d'étude.	- 74 -
Figure 18. Paramètres géomorphométriques utilisés dans le modèle d'érosion.	- 83 -
Figure 19. Présence de végétation dans la zone d'étude.	- 84 -
Figure 20. Mesures spectroradiométriques des argiles et vases et des grès et du calcaire.	- 86 -
Figure 21. Courbes de réflectance, acquises avec le spectroradiomètre, des divers matériaux présents dans la zone d'étude.	- 87 -
Figure 22. La présence de grès exposé à la surface.	- 89 -
Figure 23. Calcul des indices spectraux à partir des données spectroradiométriques.	- 91 -
Figure 24. Indices spectraux de forme et de coloration calculés à partir de pixels de l'image.	- 94 -
Figure 25. Carte du niveau de dégradation des sols obtenue par les indices de forme et de coloration suivi d'une classification ISODATA et d'une généralisation.	- 95 -
Figure 26. Résultats de l'analyse multicritères intégrant les données géomorphométriques et la carte de la présence de végétation.	- 96 -
Figure 27. Carte de dégradation intensifiée.	- 98 -
Figure 28. Résultats de la comparaison entre la carte de la présence de végétation et la carte du niveau de dégradation des sols.	- 101 -
Figure 29. Résultats de la comparaison entre la carte de risque d'érosion d'Azilal, 1986, et la carte du niveau de dégradation des sols.	- 102 -
Figure 30. Comparaison visuelle de la carte de risque d'érosion obtenue par l'AMC et la carte d'érosion d'Azilal.	- 104 -
Figure 31. Résultats de la comparaison entre la carte de risque d'érosion d'Azilal et les résultats de l'AMC 2.	- 106 -
Figure 32. Comparaison avec la réalité terrain.	- 110 -
Figure 33. Comparaison avec la réalité terrain.	- 111 -

Chapitre 1 : Introduction générale

1.1 Introduction

Les milieux arides et semi-arides couvrent près d'un tiers de la surface continentale de la terre. Ces environnements sont caractérisés par de faibles précipitations et des températures élevées, lesquelles imposent un stress hydrique chez les espèces végétales de ces écosystèmes. Or, nous savons qu'une couverture végétale représente un atout car cette dernière joue le rôle de couche protectrice pour le couvert pédologique. Dans le contexte actuel, où les pressions anthropogéniques sur les environnements naturels ne sont que grandissantes, l'importance de ce couvert végétal est d'autant plus grande. Une dégradation de ce dernier, et l'érosion qui en découle, sont les principaux éléments responsables du processus de dégradation des sols. À l'échelle planétaire, la présence de ce phénomène est particulièrement marquée dans les pays de la rive sud du bassin méditerranéen qui sont les plus sévèrement affectés par la désertification, vu leur fragilité écologique inhérente, et une population en forte croissance; ces deux éléments sont clairement identifiés dans les rapports de l'UNEP (*United Nations Environment Programme*) (Escadafal and Megier, 1998). La carte de la figure 1 illustre la distribution de l'état de dégradation des sols en 1990 tel que cartographié par le projet GLASOD (*Global Assessment of Soil Degradation*) et réalisé par *The International Soil Reference and Information Centre* (ISRIC) pour l'UNEP.

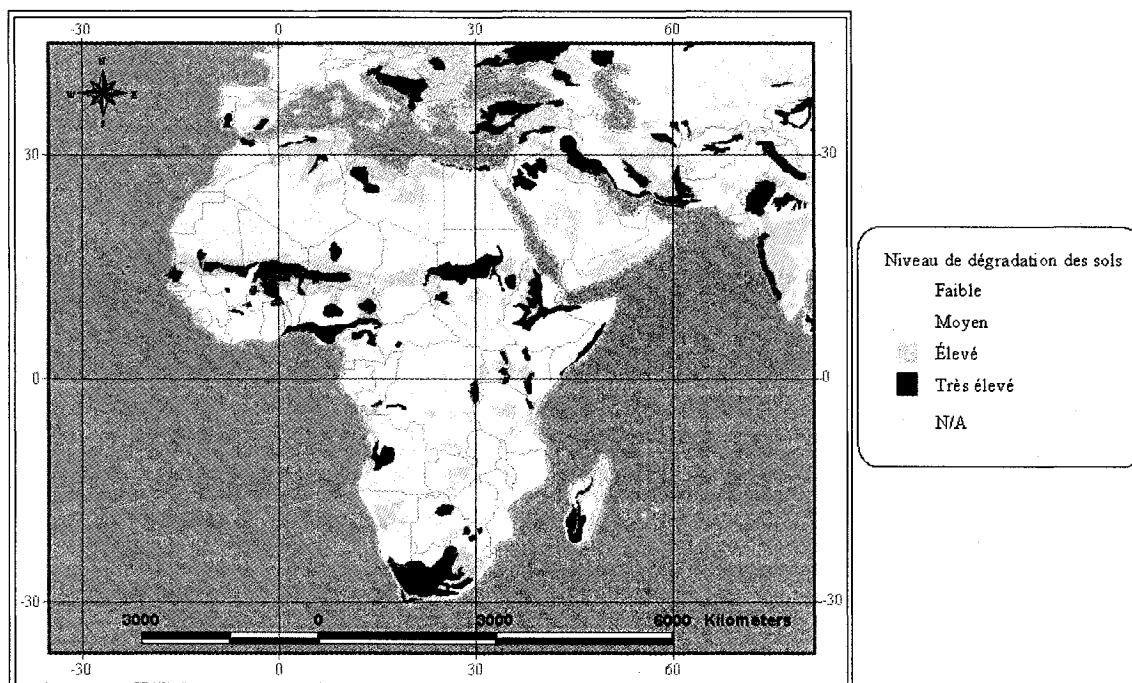


Figure 1. Carte de l'état de dégradation des sols en 1990 (Source: UNEP Geo Data Portal, 2002).

Dans le cadre de cette recherche, l'expression « dégradation des sols » est utilisée au sens du terme « land degradation ». Ainsi il s'agit de l'aspect superficiel du terrain et non de la structure des sols tel que l'étudierait un pédologue. La définition du processus de dégradation des sols peut prendre différentes formes. L'une d'entre-elles considère qu'un sol se dégrade lorsqu'il passe à un état inférieur, lorsque sa capacité de production se détériore (FAO et PNUE, 1984; Gerrard, 2000). Cette dégradation se traduit alors par la perte entière ou partielle d'une ou plusieurs des fonctions du sol, ces dernières pouvant être de type écologique ou reliées aux activités humaines (tableau 1). Cette dégradation du sol peut être causée par les processus naturels d'érosion hydrique et éolienne ou encore par des processus physiques, chimiques ou biologiques (dégradation *in situ*). Une mauvaise gestion du territoire vient souvent amplifier le phénomène (Gerrard, 2000). De nombreuses activités humaines peuvent aussi engendrer une dégradation des sols : mauvaises pratiques agricoles, utilisation de terres marginales pour des pratiques

agricoles, enlèvement de la végétation naturelle, déforestation, etc. (UNEP, 2002). Dans les régions où les conditions de vie sont déjà précaires, une perte de revenu causée par la dégradation des sols peut engendrer des pressions encore plus grandes sur l'environnement. Les populations se déplaceront souvent vers des terres avec une pente plus marquée, où la végétation naturelle protégeait auparavant le sol. Le cycle de pauvreté est alors réenforcé; le sol s'érode et le paysage est dévasté (Bridges, 1997).

Fonctions du sol	Type
Production de biomasse	Biologique
Filtration, zone tampon, emmagasinage et transformation	Biologique
Habitat biologique et réserve de gènes	Biologique
Milieu physique	Activités humaines
Source de matériaux bruts	Activités humaines
Héritage culturel et naturel	Activités humaines

Tableau 1. Fonctions des sols (van Lynden, 2000)

Considérées comme des régions à risque dans le contexte d'un changement climatique global et de la dynamique générale de désertification des sols, il devient important de contrôler en profondeur l'état de l'environnement des régions arides et semi-arides (Hill, 1998). La mesure des changements dans la couverture des sols à l'échelle régionale et l'estimation du risque de dégradation des sols à l'échelle du bassin nécessitent non seulement de l'information sur la structure physique du sol mais également les outils appropriés pour bien évaluer ces changements. La télédétection est un outil très utile pour la production de cartes de végétation

des régions semi-arides de la région méditerranéenne (Melia *et al.*, 1998); son utilisation en synergie avec les SIG permet de développer une méthode efficace pour l'identification et la cartographie des zones présentant des risques de dégradation des sols.

1.2 Problématique

Nous pouvons reconnaître un sol dégradé par la présence de nombreuses pierres à la surface du sol et par une accumulation de terre en amont des arbres ou au pied des troncs de ces derniers dans le cas des pentes avec un couvert végétal pauvre (FAO et PNUE, 1984). Les données de télédétection permettent l'identification de ces zones présentant un niveau de dégradation des sols élevé car ce processus affecte la réponse spectrale de la surface (couleur, rugosité, humidité, etc.). Par contre l'utilisation de ces données se limite à la caractérisation des niveaux de dégradation et ne permet pas de distinguer le type de dégradation, soit causée par l'érosion hydrique et/ou éolienne et la dégradation *in situ* (par exemple causée par la pollution).

La dégradation du sol n'est pas sans conséquence. Une fois que la couche de sol arable est disparue, la productivité potentielle chute rapidement. Les réservoirs, rivières et canaux sont aussi grandement affectés par la dégradation des sols; leur envasement se traduit par une diminution beaucoup plus rapide que prévue de leur capacité de rétention. Dans le cas des barrages, la durée de fonctionnement de ces derniers pourra facilement passer d'une centaine d'années à une vingtaine d'années. Le ruissellement allant en augmentant, il y a diminution de la quantité d'eau qui imprègne le sol. Les ressources en eau sont donc elles aussi affectées car les nappes d'eau souterraines seront moindres. Alors, les cours d'eau et les rivières pérennes couleront seulement pendant la saison des pluies, affectant grandement la végétation. Le milieu devenant plus aride, nous pourrions observer une dégradation de la qualité de la végétation pour

finallement la voir s'effacer. En dernier lieu il est important d'ajouter que cette dégradation de l'environnement ne sera pas sans conséquence sur la santé et la qualité de vie des populations locales. Les régions du monde où le sol est stérile sont souvent pauvres. Un environnement dégradé n'offre pas de bonnes conditions de vie et en plus, les effets de l'érosion et de la dégradation des sols augmentent les risques de maladie. A titre d'exemple nous pouvons signaler que la poussière de sol « en grande concentration, cause des problèmes oculaires et respiratoires » (FAO et PNUE, 1984). Portons maintenant notre attention sur le problème de dégradation des sols au Maroc.

La dégradation du patrimoine pédologique de la région du Haut Atlas marocain est le résultat des effets combinés des changements climatiques, de facteurs humains et de facteurs physiques. Le sol marocain, en général peu fertile, pauvre en matière organique (donc peu de cohésion et de structure) et souvent très fragile, ne peut tout simplement pas résister à ces pressions. La présence de sols nus en pente exposés aux précipitations de forte intensité fait en sorte que les risques d'érosion hydrique sont élevés. Quant aux facteurs humains, ils occupent également une place prédominante au coeur de la problématique. La conjoncture économique défavorable du Maroc en particulier dans les milieux ruraux, combinée aux conditions naturelles, entraîne un processus de dégradation des sols accéléré. Par exemple, la superficie des forêts naturelles perdue annuellement est estimée à 30 000 hectares sur un total de 5 millions d'hectares. Les principales raisons expliquant ce déboisement sont, entre autre, le défrichement pour l'extension des cultures, la récolte de bois d'énergie et le surpâturage (MAEF, 2001). En 2000, 51 % de la production forestière était destinée à devenir du bois de feu (Ministère de la prévision économique et du plan, 2000). L'accroissement de la population dans le milieu rural étant très

marqué (1,7 % par année), les pressions exercées sur l'environnement ne devraient pas diminuer.

Bien que les terres agricoles subissent les effets d'une sécheresse prolongée, l'agriculture occupe quand même environ 40 % de la population active, ce secteur étant le plus important de l'économie nationale (Ben Souda, 1997). Par conséquent, la dégradation des sols marocains, qui implique une diminution de la productivité, pourrait se traduire par un ralentissement plus marqué de l'activité agricole dans un pays où la situation économique est déjà critique. La dégradation du patrimoine pédologique pourrait donc grandement affecter la qualité de vie de la population locale, tout particulièrement dans les régions où les activités agricoles occupent une place prédominante.

L'érosion hydrique est un des principaux facteurs responsable du phénomène de dégradation des sols (Jansson, 1982) et peut être modélisée grâce aux systèmes d'information géographique. Il se matérialise en deux étapes : dans un premier temps il y a désagrégation des particules du sol et par la suite transport de ces particules. La vitesse à laquelle se produit l'érosion hydrique dépend des facteurs suivants (FAO et PNUE, 1984; Bridges, 1997):

- Du volume, de l'intensité, de la fréquence et de la distribution des précipitations. Les fortes précipitations désagrègent les sols, détachent des particules qui se dispersent dans toutes les directions, provoquant une diminution de la perméabilité du sol. Par conséquent, il y a moins d'infiltration et plus de ruissellement de surface (Jansson, 1982). Dans les régions méditerranéennes, les précipitations d'intensité extrême peuvent provoquer une partie importante de l'érosion et des déplacements du matériel (Roose, 1977).

- De la présence et ou de l'absence d'un couvert végétal qui peut protéger directement et indirectement le sol. Les végétaux interceptent et amortissent l'impact des gouttes de pluie; de plus la présence d'un couvert végétal peut aussi protéger le sol du rayonnement solaire et du vent (Gerrard, 2000).
- De la topographie car les pentes plus raides perdent plus de sol que les pentes douces. De plus, la pente influence le mouvement de l'eau non seulement à la surface du sol mais aussi à l'intérieur. Par exemple, un site situé à proximité du sommet d'une montagne où la pente est forte verra l'eau couler vers les régions plus basses lesquelles reçoivent proportionnellement plus d'eau.
- De la texture et de la quantité de matière organique du sol. Cette dernière affecte la résistance du sol et la capacité de rétention en eau (Gerrard, 2000).
- De l'orientation du terrain car cette dernière affecte grandement la quantité d'énergie solaire reçue à la surface. Un sol desséché et dépourvu de végétation est plus vulnérable à l'érosion hydrique.

L'envasement des barrages est une autre conséquence du processus d'érosion hydrique. Au Maroc, le quart de la superficie des bassins versants en amont des barrages présente des risques importants d'érosion hydrique (MAEF, 2001). Ce phénomène réduit la capacité de stockage d'eau dans les barrages de 50 millions de m³ par an, ce qui correspond à une perte de près de 5 000 hectares de terres irriguées annuellement (Ben Souda, 1997). Dans un pays comme le Maroc où les ressources en eau sont rares, cette perte est catastrophique. De plus, les infrastructures hydrauliques sont par le fait endommagées.

La surexploitation des terres agricoles et des forêts risque de devenir davantage importante. Il est estimé que près de 73% de la superficie agricole utile est touchée à des degrés divers par les phénomènes d'érosion éolienne et hydrique, lesquels sont en grande partie responsable de la dégradation des terres agricoles (MAEF, 2001). Les conséquences de l'érosion sur les terres agricoles sont nombreuses; le déplacement de particules fines et de la matière organique peut détériorer la structure et modifier la texture du sol. Un changement de texture se traduira par une diminution de la capacité de rétention d'eau du sol et donc rendra ce dernier plus susceptible aux conditions extrêmes telles que les sécheresses. Cela représente un problème car la fréquence élevée des événements de sécheresse est un trait caractéristique du climat marocain. En fait, la période 1973-2000 représente l'épisode de sécheresse le plus long de l'histoire de ce pays (MAEF, 2001). À Béni Mellal, ville située à 80 km d'Azilal, c'est à peine 388,7 mm de précipitations qui sont tombés en 1997-1998, 244,9 mm en 1998-1999 et 283,4 mm en 1999-2000 (Ministère de la prévision économique et du plan, 2000).

Afin de mener des interventions appropriées pour lutter contre la dégradation des sols et plus précisément celle causée par l'érosion hydrique, il est nécessaire de procéder à la localisation des zones les plus à risques. Pour ce faire, différents modèles d'érosion des sols ont été développés, lesquels se basent généralement sur la combinaison de facteurs qui affectent le processus d'érosion (Ait Fora, 1995). À titre d'exemple nous pouvons citer l'équation universelle de perte de sol (USLE) de Wischmeier et Smith (1958). Cette dernière permet de quantifier la perte de sol annuelle à l'échelle de la parcelle. S'appuyant sur la même équation, d'autres méthodes ont été développées (ex. MUSLE). Une seconde approche permettant de cartographier l'état de dégradation des sols se concrétise par la superposition de données images et de données

thématiques multisources dans un système d'information géographique (SIG). Cette approche tient compte de la dégradation causée par l'érosion hydrique et la dégradation *in situ*. Elle n'est pas basée sur l'utilisation d'une formule en particulier mais plutôt sur l'intégration d'informations thématiques et d'analyses spatiales. L'environnement d'un SIG permet ce type d'intégration de données et d'analyses.

Les avantages liés à la synergie entre les données de télédétection et les SIG ont été soulevés par de nombreux auteurs (Baban and Yusof, 2001; Millward and Mersey, 1999; Leone *et al.*, 1995; Haboudane, 1999; Reusing *et al.*, 2000; de Jong *et al.*, 1999; Koch, 2000). Les indices de végétation ont été utilisés pour la cartographie en milieu semi-aride car ils permettent de dériver une carte de la présence de végétation. Des indices spectraux de sol ont aussi été utilisés (Haboudane, 1999) car l'expression de la couleur du sol en termes de réflectances permet de caractériser les composantes intrinsèques du sol. Les indices spectraux décrivant la forme des spectres dans le visible peuvent être utilisés afin de caractériser l'état de dégradation des sols. Ils sont en mesure de nous renseigner sur leur niveau de dégradation car ils décrivent les courbes de réflectances qui à leur tour sont affectées par la variation des conditions de surface des sols. Certains auteurs (Haboudane, 1999) ont étudié l'apport des bandes du moyen infrarouge pour la discrimination des niveaux de dégradation des sols en intégrant ces dernières au calcul des indices de forme et de coloration. L'utilisation de ces bandes a permis une meilleure caractérisation du niveau de détérioration des sols que seulement les bandes du visible.

Un facteur environnemental influençant grandement l'érosion hydrique est la morphologie du terrain. Il est important d'intégrer les données morphométriques qui caractérisent la topographie

du terrain pour la cartographie des risques d'érosion. C'est par la création d'un modèle numérique de terrain (MNT) que l'extraction de données morphométriques sera rendue possible. Un SIG sera utilisé afin de dériver certains paramètres tels que la pente, la longueur de pente, l'orientation et l'indice d'énergie d'eau. Les SIG représentent un nouvel outil très prometteur pour l'étude de l'érosion (Haboudane, 1999; Mulders and Sorateyan, 1996; Paracchini *et al.*, 1998). De plus cet outil facilite la comparaison entre cartes permettant ainsi de comparer les résultats d'un modèle d'érosion par rapport à un document de référence.

La méthodologie de ce travail, présentée au chapitre 3, se base sur la synergie entre les données de télédétection et les SIG. La cartographie des risques de dégradation dans la région d'Azilal sera accomplie par l'intégration dans un SIG de données satellitaires et de données géomorphométriques issues du MNT. Dans le cadre de ce travail les données satellitaires proviennent du capteur ETM+ de Landsat-7 et ont été acquises le 16 janvier 2002. Ces données permettront de dériver les indices spectraux de sol et de végétation. L'apport des indices de forme et de coloration sera également étudié. Ces derniers indices spectraux représentent des moyens simples et rapides de caractériser l'état de dégradation des sols dans les environnements arides (Mathieu *et al.*, 1998). Pour sa part, le MNT permettra de dériver les cartes des pentes, des orientations, de la longueur de pente et de dériver l'indice d'énergie d'eau. Suite au développement d'un modèle basé sur le concept d'analyse multicritères, les résultats seront comparés avec ceux obtenus suite au traitement des données de télédétection, afin de déterminer les régions qui globalement sont les plus susceptibles à une forte dégradation des sols.

1.3 Objectifs de la recherche

La raison d'être de ce travail est l'identification et la cartographie de l'état de dégradation des sols dans la région du barrage d'Ait Chwarit (Province d'Azilal) situé dans le Haut Atlas marocain, à partir de données de télédétection et d'attributs géomorphométriques. De plus, ce travail vise à estimer la robustesse des tendances identifiées par la modélisation de différents processus menant à la dégradation des sols. L'exploration des possibilités offertes par l'intégration de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG) est un aspect important de ce travail. Cet objectif sera atteint à partir de l'intégration de données spectrales (image multispectrale) et de données géomorphométriques obtenues à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude, afin d'identifier les zones les plus à risque de dégradation.

De façon plus spécifique, les objectifs de ce travail sont les suivants :

- 1) Détermination de l'état de dégradation des sols à l'aide des indices spectraux et évaluation de l'apport des bandes du moyen infrarouge à la discrimination des niveaux de dégradation des sols;
- 2) Obtention d'une carte de la présence de végétation à partir du *Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2* (MSAVI (2));
- 3) Extraction de données géomorphométriques à partir d'un MNT;
- 4) Intégration des données multispectrales et des données géomorphométriques dans un SIG afin de définir et de cartographier les zones susceptibles de subir une dégradation des sols plus intense; et
- 5) Évaluation et comparaison des modèles d'érosion et de dégradation de façon à identifier la robustesse des tendances et les régions où les processus d'érosion sont possiblement la

forme la plus importante de dégradation. Des comparaisons seront également menées entre les résultats cartographiés utilisant le coefficient de Kappa.

1.4 Organisation de la thèse

Le présent travail comporte 5 chapitres. Le premier chapitre consiste en une introduction au phénomène de dégradation des sols; de plus, la problématique, les objectifs et les hypothèses du travail y sont présentés. Le deuxième chapitre porte sur la définition du site d'étude, la présentation des outils de recherche, le phénomène d'érosion, la caractérisation des spectres, les indices spectraux et l'utilisation des SIG pour la cartographie de l'érosion (analyses multicritères, analyse de sensibilité, comparaison entre cartes). Dans le troisième chapitre nous décrivons la méthodologie employée pour réaliser le travail : acquisition et traitement des données, génération d'un MNT et utilisation des analyses multicritères. Finalement les résultats seront présentés et analysés dans le quatrième chapitre. Le chapitre 5 contient les conclusions de ce travail de recherche.

Chapitre 2 : Utilisation de la télédétection et des SIG pour l'évaluation de la dégradation des sols en milieu semi-aride

2.1 Introduction

Dans les pays en voie de développement tel que le Maroc, les données spatiales physiques et environnementales sont généralement inexistantes. Ce manque de données représente un obstacle important à l'évaluation de la dégradation des sols dans ces pays. Par contre la réalisation de cette tâche est fondamentale afin d'identifier les zones où l'utilisation de mesures d'allègement est urgente.

La télédétection a le potentiel pour contribuer à l'évaluation et au suivi de la dégradation des sols (Escadafal and Huete, 1991; Escadafal *et al.*, 1994; Haboudane, 1999). En tant qu'outil complémentaire, les SIG sont utilisés pour compiler de l'information sur l'environnement, permettant ainsi d'évaluer les risques d'érosion. Cette approche utilisant les SIG se base à la fois sur les AMC et des modèles d'érosion. Ce chapitre passe en revue certains de ces modèles d'érosion afin de déterminer si leur application est possible pour le Maroc à partir des données disponibles. L'objectif de ce chapitre est donc d'évaluer le potentiel de la télédétection et des SIG pour l'évaluation et le suivi de la dégradation des sols et plus précisément, l'érosion de ces derniers.

2.2 Site d'étude

Le site d'étude est localisé à 30 km au sud-ouest de la ville d'Azilal, au Maroc, et couvre une superficie d'environ 100 km². Il est situé dans le Haut Atlas marocain et est défini par les limites suivantes : 31 52' N – 6 45' O et 31 46'30'' N – 6 52' O (figure 2). C'est un environnement caractérisé par un climat semi-aride avec une température moyenne minimale de 6°C et une

valeur moyenne maximale de 45°C. La température annuelle moyenne est de 20,5°C et la pluviométrie annuelle moyenne de 300 mm. Le couvert végétal est composé majoritairement du chêne vert, de l'olivier, du caroubier, du laurier, du genévrier, de l'euphorbia, du cactus et du palmier nain. En plus du défrichement, le couvert végétal est aussi soumis à un pâturage intensif et à un émondage excessif. Alors que les crêtes et les sommets ont échappé à la coupe intensive vu leur accès plus difficile, les versants sont en grande partie dénudés.

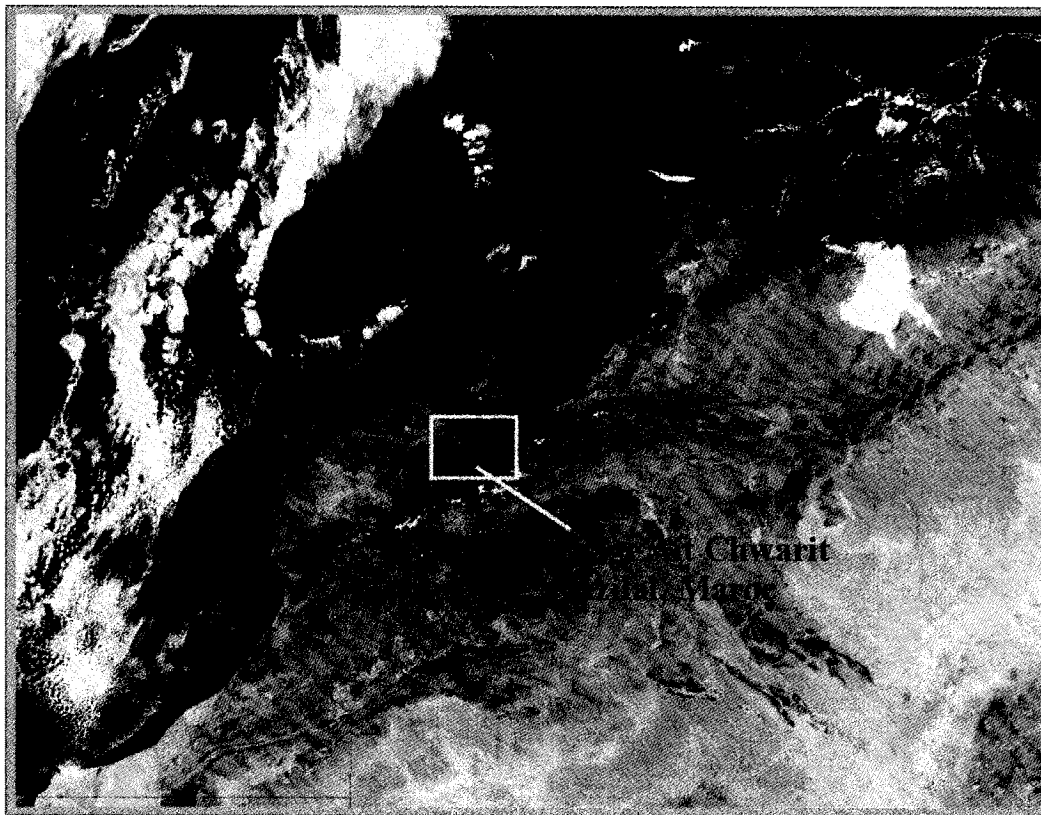


Figure 2. Localisation du site d'étude à partir d'une image MODIS du satellite Terra acquise le 25 janvier 2002 (Descloitres, 2002).

D'un point de vue topographique, la zone d'étude épouse la forme d'une dépression sensiblement allongée dans une direction est-ouest qui correspond au synclinal de Guettioua. Le cœur de ce dernier est occupé par la formation de Guettioua, composée de sédiments continentaux, détritiques et rubéfiés (Monbaron *et al.*, 1999). Le synclinal est entouré par des anticlinaux à grands rayons de courbures où affleurent les terrains calcaires du Jurassique inférieur (El Harti, 2002). Les crêtes qui définissent le synclinal de Guettioua peuvent par endroit atteindre une altitude supérieure à 1 500 mètres. Les pentes sont relativement plus fortes au sud qu'au nord. L'élévation du site varie entre 800 et 1 600 mètres.

Sur le plan stratigraphique, on distingue de la base vers les sommets des argiles roses et des coulées basaltiques du Trias, des calcaires et dolomies du Jurassique inférieur, une alternance de marnes et calcaires du Jurassique moyen et des grès, pélites et conglomérats rouges du Jurassique supérieur (El Harti, 2002). Le barrage Ait Chwarit, situé au centre de la zone d'étude, se retrouve sur la formation du Jurassique supérieur, formation relativement imperméable. La région de l'Oued Lakhdar (rivière Lakhdar) est caractérisée par la présence d'un substratum tendre, d'une topographie accidentée et d'un climat aride.

Nous observons dans la zone d'étude les conséquences du processus de dégradation des sols. Tel que nous pouvons l'observer sur les photographies de la figure 3, la présence de rigoles dans le site d'étude et la couleur de l'eau du lac, conséquence du dépôt de sédiments, témoignent du processus d'érosion déjà enclenché. L'érosion hydrique est l'un des principaux processus à l'origine de la dégradation des sols dans la zone d'étude.

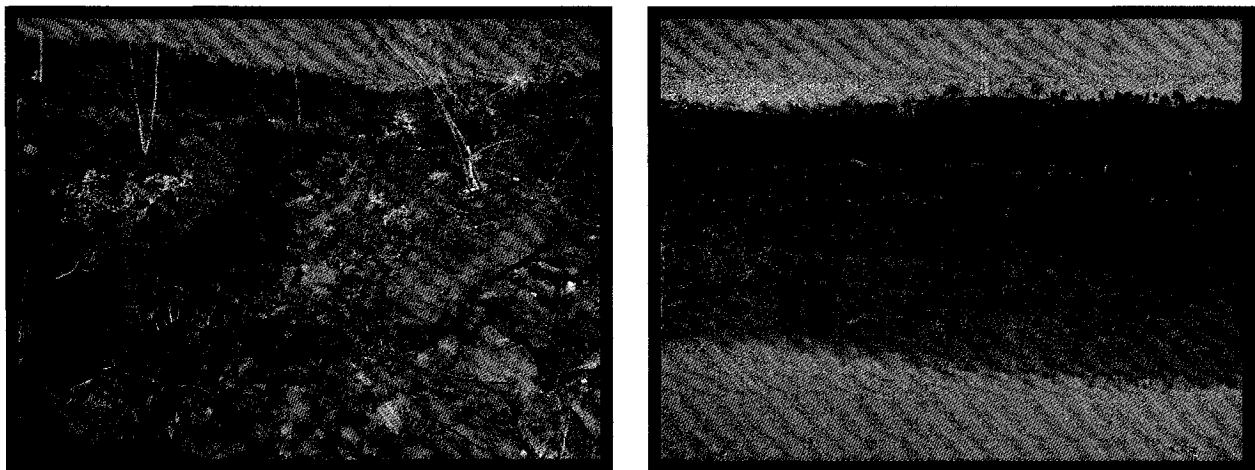


Figure 3. La présence de rigoles et la couleur de l'eau témoignent de l'existence du problème d'érosion dans le site d'étude (Source: Dr. Bannari).

2.3 Télédétection et systèmes d'information géographique

La télédétection et les systèmes d'information géographique sont deux composantes des sciences géomatiques. Avant d'aborder plus en détails les applications de ces deux composantes, commençons par une brève introduction de ces dernières et de la terminologie qui leur est associée en ce qui a trait à l'évaluation de la dégradation des sols.

2.3.1 La télédétection

Cette discipline scientifique permet l'étude de l'environnement à partir de mesures acquises par des plates-formes aéroportées, spatiales, terrestres ou maritimes (Bonn, 1992). Ces mesures sont donc acquises sans qu'il y ait un contact direct avec les éléments étudiés au sol. Elle englobe tout le « processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite mettre en application cette information. » (CCRS, 2003).

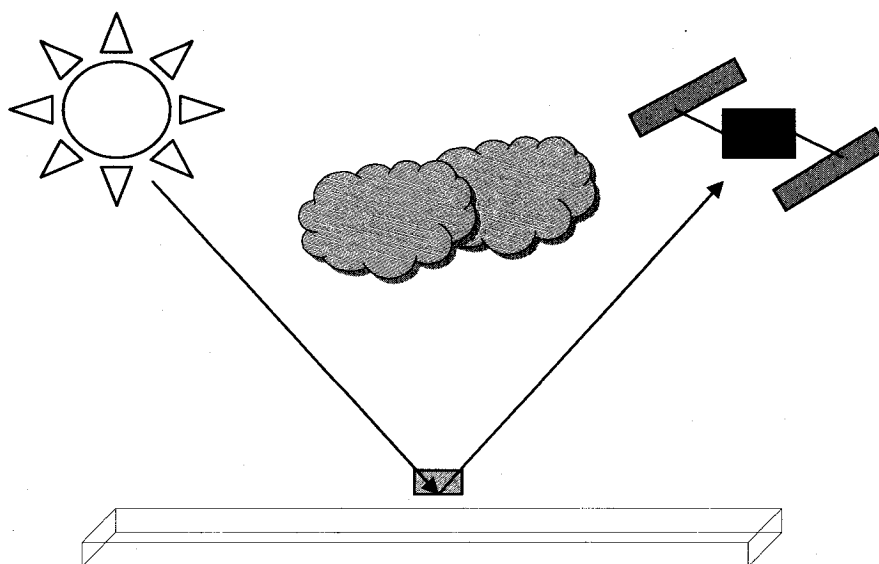


Figure 4. Principe à la base de la télédétection passive.

Afin d'acquérir des données, la télédétection a recours au rayonnement électromagnétique. Le phénomène de réflexion, une des propriétés des ondes électromagnétiques, est le principe à la base des applications de la télédétection car il engendre une modification spectrale du rayonnement incident et donc de la signature spectrale (figure 4). Dans le cas de la télédétection passive, le soleil agit à titre de source d'énergie nécessaire pour illuminer la cible. Ce rayonnement traverse l'atmosphère pour interagir avec les éléments au sol. Suite à cette interaction, une certaine partie de l'énergie est réfléchiée et enregistrée par le capteur, d'où le concept de réflectance. Notons que l'on réfère aussi au capteur par le terme « charge utile » car c'est en fait cette composante du satellite qui est responsable de l'acquisition des données alors que le satellite est la plate-forme (Bonn, 1992).

L'énergie réfléchiée peut être mesurée dans différentes régions du spectre électromagnétique. Les principales régions spectrales dans lesquelles des mesures sont possibles sont l'ultraviolet, le

visible, le proche infrarouge, le moyen infrarouge, l'infrarouge thermique et les hyperfréquences (micro-ondes). Chaque capteur est caractérisé par des bandes spectrales qui correspondent à ces régions du spectre. Par exemple, le capteur ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) du satellite Landsat-7 est muni de trois bandes dans le visible (bleu, vert, rouge), d'une bande proche infrarouge, une bande moyen infrarouge, une bande infrarouge thermique et une bande infrarouge lointain. Certains capteurs, que l'on nomme hyperspectraux, ont un nombre de bandes spectrales élevé avec une résolution spectrale beaucoup plus fine. Le capteur HYPERION du satellite Earth Observing-1 (EO-1) en est un exemple avec ses 220 bandes spectrales d'une résolution spectrale variant entre 0.357 et 2.576 μm .

Une fois l'image acquise, il est nécessaire de rectifier sa géométrie car une variation de l'attitude du capteur au moment de l'acquisition de l'image va générer trois rotations ainsi que trois translations centrées sur le système de coordonnées. Le lacet est un mouvement selon l'axe des Z. Le résultat de la compensation d'un lacet constant est que les éléments de l'image ne sont pas représentés selon leur forme réelle. Le tangage est un mouvement selon l'axe des « Y ». Il cause un glissement par rapport au centre de l'image ainsi qu'un changement d'échelle (ce dernier étant moins important que le premier). Le roulis est un mouvement par rapport à l'axe des « X ». L'effet visuel du roulis dans les éléments linéaires de l'image qui sont approximativement parallèles à la ligne de vol est que la forme de ces éléments semble imiter les changements d'angle du roulis (Bannari *et al.*, 1997). La topographie peut elle aussi entraîner des distortions dans l'image car elle fait en sorte que la distance entre deux pixels sur une même ligne de balayage n'est pas constante. La figure 5 illustre cette problématique. Le point A du relief, lorsque transposé sur une surface en deux dimensions (image originale), ne se situe pas au

bon endroit par rapport à la réalité. L'utilisation d'un MNT permet de corriger l'effet de la topographie et d'obtenir une ortho-image où la géométrie de l'image est rectifiée (Bannari *et al.*, 1995).

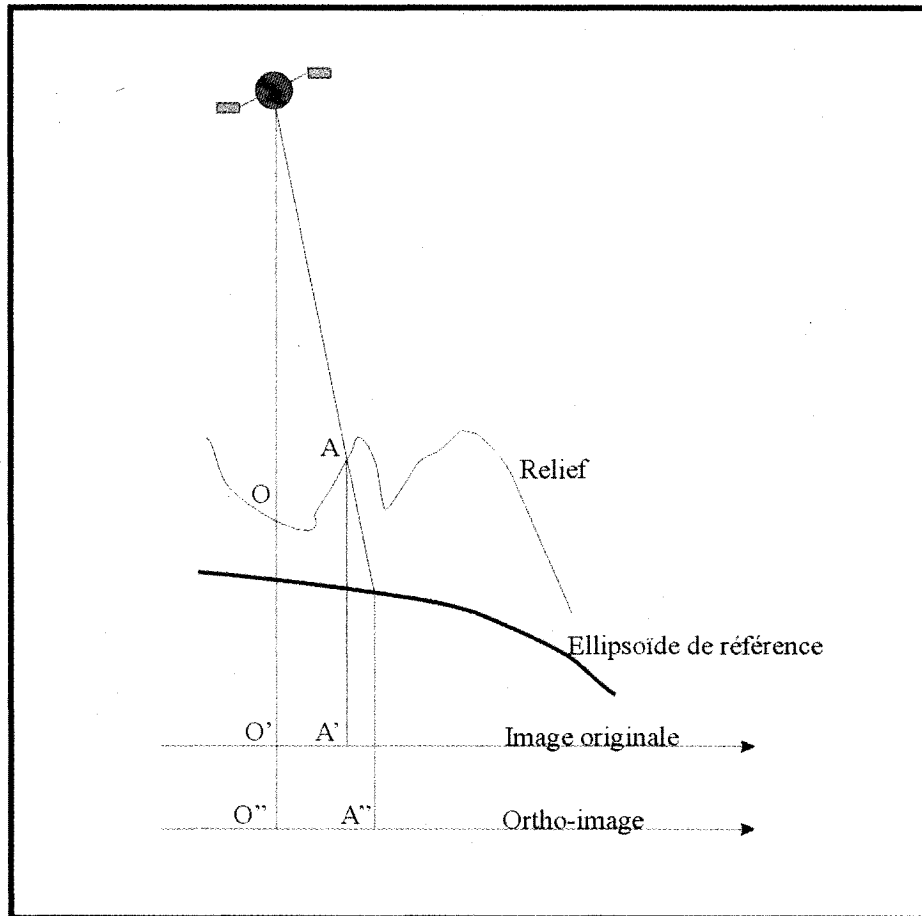


Figure 5. Effet de la topographie sur la géométrie de l'image (selon Bannari *et al.*, 1995).

Mentionnons en dernier lieu le concept de résolution spatiale. Ce dernier réfère à la dimension des pixels de l'image qui est acquise par le satellite. Prenons encore une fois l'exemple de ETM+. Ce dernier a une résolution spatiale de 30 mètres (mise à part l'infrarouge thermique et une bande panchromatique) ce qui signifie que les pixels de l'image sont des carrés mesurant 30 mètres par 30 mètres.

2.3.2 Les systèmes d'information géographique

Un système d'information géographique peut être défini comme un ensemble d'outils pour la collecte, le stockage, la gestion, la transformation et l'analyse de données à référence spatiale (Burrough, 1986). Par contre la possibilité que les SIG offrent de manipuler de manière interactive les données fait en sorte qu'ils peuvent être utilisés pour étudier les processus environnementaux. L'accès, la transformation et la manipulation des données dans ces systèmes sont facilités (Longley *et al.*, 2001).

Les SIG sont des outils qui permettent de résoudre des problèmes avec une composante spatiale, ils sont donc des systèmes pour appuyer les décisions spatiales.

2.4 Les sols

L'utilisation conjointe de la télédétection et des SIG permet l'évaluation de la dégradation des sols. Les SIG permettent de modéliser l'érosion alors que la télédétection permet d'évaluer le niveau de dégradation à la surface, cette dernière étant dans la plupart des cas recouverte par une couche de sol. Un sol est défini comme les « minéraux non consolidés ou les matériaux organiques à la surface de la terre capable de supporter la croissance végétale » (Bridges, 1997). Afin de mieux les caractériser, les profils de sols sont étudiés selon leurs horizons naturels. Ces derniers comprennent toute la section verticale, à partir de la matière organique à la surface en passant par les minéraux jusqu'à la roche mère ou autre couche en dessous. La démarcation entre les horizons se fait en se basant sur les propriétés chimiques et leur composition ainsi que sur les caractéristiques biologiques. La FAO (*Food and Agriculture Organization*) a établi un système de désignation des horizons où 7 lettres majuscules représentent chacun des horizons maîtres : H, O, A, E, B, C et R. L'horizon H est dominé par la matière organique et est formé à partir d'une accumulation de matière organique non décomposée ou partiellement décomposée à

la surface du sol. L'horizon H est saturé en eau durant de longues périodes, ce qui le différencie de l'horizon O, qui mise à part cette dernière caractéristique est très semblable à l'horizon H. L'horizon A est l'horizon des minéraux formés à la surface ou sous l'horizon O, dans lequel toutes ou la plupart des structures rocheuses ont été modifiées. L'horizon E est un autre horizon de minéraux dont la caractéristique principale est la perte de fer, d'aluminium ou une combinaison de ces derniers et dans lequel toutes ou la plupart des structures rocheuses ont été modifiées. L'horizon B se forme sous les horizons A, E, O et H et est caractérisé par la modification de toutes ou la plupart des structures rocheuses. L'horizon C, à l'exception de la roche mère dure, est peu affecté par les processus pédogénétiques et ne possède pas les propriétés des horizons H, O, A, E et B. Finalement, l'horizon R correspond à la roche mère dure sous jacente au sol. Le granite, le basalt, les calcaires et les grès en sont quelques exemples (FAO, 1998).

La reconnaissance et l'identification du niveau de dégradation des sols sont très complexes mais l'évaluation du pourcentage de sol de surface érodé et du pourcentage de roche mère exposé à la surface représente une façon d'approcher le problème (Bridges, 1997). Selon cette approche, la dégradation du sol serait principalement causée par l'érosion.

2.5 Dégradation des sols et facteurs d'érosion des sols

La compaction, la diminution de la quantité de matière organique, la pollution, la détérioration de la structure du sol, l'érosion hydrique et l'érosion éolienne sont toutes des formes de dégradation des sols (Arnold *et al.*, 1989; Roose, 1994). Un sol peut se dégrader de différentes manières (van Lynden, 2000):

- 1) Dégradation *in situ* : Réduction physique, chimique ou biologique résultant en une diminution de vigueur et causée par divers facteurs (augmentation de la température du sol, compaction, etc.). Il peut aussi y avoir accumulation à des niveaux trop élevés de certains éléments dans le sol, ce qui nuit à la croissance des végétaux (peut entraîner par exemple un taux de salinité trop élevé);
- 2) Réduction de la masse et du volume due à l'érosion hydrique ou éolienne.

Le phénomène de dégradation des sols et celui de l'érosion hydrique, le second pouvant être à l'origine du premier, constituent des points importants dans ce travail. L'érosion est un processus naturel qui peut être lent ou très rapide. Il peut parfois être qualifié d'accélééré; le taux d'érosion excède le taux auquel l'horizon du sol peut être formé à partir des matériaux d'origine. Divers facteurs peuvent affecter l'intensité du processus d'érosion hydrique. À ce titre nous pouvons mentionner l'intensité des précipitations et le ruissellement, la susceptibilité à l'érosion, le gradient et la longueur de pente, la végétation et les mesures de conservation (tableau 2).

D'autres facteurs peuvent affecter l'intensité de l'érosion hydrique dans les environnements méditerranéens. Dans cette région du monde, les précipitations tombent entre novembre et mars, ce qui coïncide avec la période de l'année où les sols cultivés sont nus. Lorsqu'il y a un événement pluvieux, les pluies sont généralement de forte intensité. Ces caractéristiques des environnements méditerranéens font en sorte que les risques d'érosion hydrique sont plus élevés (Bou Kheir *et al.*, 2001). De plus dans ces pays caractérisés par un environnement semi-aride, nous observons fréquemment la formation d'une croûte à la surface du sol. Cette dernière entraîne un taux d'infiltration plus faible et augmente donc l'érosion par ruissellement

(Mougenot et Cailleau, 1995). D'un point de vue topographique, l'orientation des pentes est d'une certaine importance dans le bassin méditerranéen. Selon Poesen *et al.*, 1998, les versants sud avec un faible couvert végétal présentent un risque d'érosion très élevé.

Facteurs	Description
Intensité des précipitations et ruissellement	L'éclaboussement des gouttes et le ruissellement peuvent emporter les particules plus fines telles que les limons, les argiles et la matière organique. L'éclaboussement du sol par les gouttes est généralement plus important Lors +d'un orage de courte durée et de grande intensité. De son côté, le ruissellement est accru si la compaction, la formation d'une croûte ou le gel diminue l'infiltration.
Susceptibilité à l'érosion	La capacité du sol à résister à l'érosion dépend de ses caractéristiques physiques. Les sables et loams sont moins susceptibles de s'éroder alors que les argiles et limons le sont plus. L'exercice de mauvaises pratiques agricoles peut aussi augmenter la susceptibilité du sol à l'érosion en diminuant sa teneur en matière organique et en le compactant.
Gradient et longueur de la pente	Plus la pente est prononcée, plus l'eau sera en mesure d'éroder le sol. De la même façon, plus la longueur de pente augmente plus l'érosion hydrique va augmenter à cause de l'augmentation du ruissellement.
Végétation	Le couvert végétal protège le sol de l'impact des gouttes et de l'éclaboussement en plus de ralentir la vitesse de l'eau de ruissellement, ce qui permet une meilleure infiltration. Ainsi lorsque le sol n'a qu'un faible couvert le risque d'érosion augmente.
Mesures de conservation	La culture en contour et la confection de terrasses ne sont que deux exemples de mesures de conservation. Ces dernières peuvent réduire l'érosion hydrique.

Tableau 2. Description des facteurs affectant l'intensité de l'érosion hydrique (Arnold *et al.*, 1989).

Malheureusement dans la majorité des pays en voie de développement, les données de pluviométrie, lorsqu'elles sont disponibles, ne le sont pas depuis de nombreuses années et le nombre de stations météorologiques n'est pas toujours suffisant. L'échelle à laquelle nous travaillons pour cette recherche fait aussi en sorte qu'il y aurait très peu ou aucune variation de

ces données dans le site d'étude car sa superficie est très petite. De plus l'accès aux documents cartographiques, encore une fois lorsqu'ils existent, est énormément limité.

Pour la modélisation des risques d'érosion, il est recommandé d'introduire dans la mesure du possible chacune de ces variables affectant l'intensité de l'érosion hydrique. Avant d'effectuer un survol de différents modèles d'érosion, nous allons décrire les effets de l'érosion dans le paysage.

2.6 Effets de l'érosion

L'érosion laisse des marques physiques sur son environnement. Les gouttes de pluie et l'écoulement en surface font apparaître l'érosion en nappe et en rigoles. L'érosion en nappe se définit comme « le mouvement du sol éclaboussé résultant de la destruction de la structure du sol suivi du ruissellement; elle se produit assez uniformément sur la pente et peut passer inaperçue jusqu'à ce que le sol arable ait été perdu » (Arnold *et al.*, 1989). Une fois que nous avons une concentration du ruissellement, nous obtenons l'érosion en rigoles. Ces types d'érosion se traduisent par la perte de l'horizon du sol le plus productif et par une réduction de la croissance des végétaux. L'érosion hydrique peut aussi causer le ravinement tel que le démontre la photo du site d'étude que l'on retrouve à la figure 6. Dans ce cas, le ruissellement provoque la formation ou l'élargissement de ravins d'une profondeur de plus de 0.5 mètre. Lorsque cela se produit, le sol est physiquement découpé, limitant l'accès. Ce type d'érosion peut causer des dommages aux routes et autres services publics (Cummings, 1999).

2.7 Modélisation de l'érosion

La modélisation de l'érosion peut être définie comme « le processus mathématique décrivant le détachement, le transport et la déposition des particules à la surface » (Chmelová and Sarapatka, 2002). Ces modèles sont utilisés afin de prévoir l'érosion et ainsi de pouvoir pratiquer des

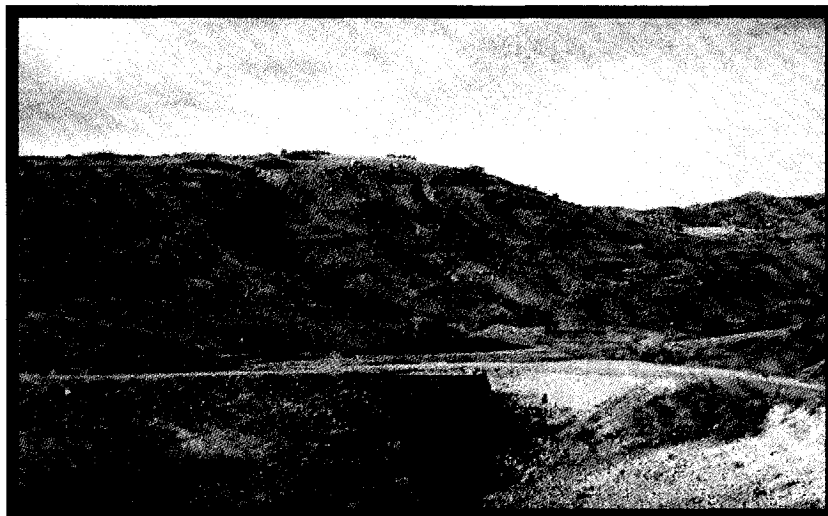


Figure 6. Érosion en ravinement dans la région d'Azilal, Maroc, janvier 2002 (source: Dr. Bannari).

interventions. Ils sont d'une grande importance dans ce travail car ils permettent de décrire les facteurs physiques qui affectent le processus d'érosion et ainsi d'identifier les données nécessaires pour des projets de modélisation au Maroc. Ces modèles seront évalués en ce qui a trait à leur possibilité d'utilisation dans la présente recherche; une méthode alternative à ces modèles d'érosion, basée sur les analyses multicritères (AMC), est également décrite.

2.7.1 Modèles d'érosion de type empirique

Les modèles d'érosion de type empirique se basent sur des analyses statistiques d'importants facteurs intervenant dans le processus d'érosion des sols et produisent des résultats approximatifs et vraisemblables (De Roo *et al.*, 1989; Morgan and Quinton, 2001). Ils modélisent les forces physiques qui mènent au détachement du sol et son déplacement. Ils sont développés à partir

d'expériences en laboratoire ou sur le terrain et ne sont généralement applicables que dans un environnement où les paramètres ont été calibrés (Chmelová and Sarapatka, 2002), ce qui représente leur principal désavantage.

2.7.1.1 Équation universelle de perte de sol (USLE)

Un des modèles empiriques d'érosion le plus répandu est l'USLE (*Universal Soil Loss Equation* – *Équation universelle de perte de sol*) de Wischmeier et Smith (Garg and Harrison, 1992). Il permet d'établir des prédictions à long terme (plus de vingt ans) concernant l'érosion (Bou Kheir *et al.*, 2001), tout en maintenant une certaine simplicité (Morgan and Quinton, 2001). Son équation (1) se base sur des analyses statistiques de données d'érosion du sol compilées à partir de petits lotissements aux États-Unis :

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

où A est la moyenne annuelle de perte de sol. « R » correspond à l'érosivité des pluies et nécessite de l'information détaillée sur les précipitations et l'intensité de ces dernières (Van Der Knijff *et al.*, 2000). « K » est le facteur caractérisant l'érodibilité du sol et varie en fonction des matières organiques et de la texture des sols, de la perméabilité et de la structure du profil (Roose, 1994). Le facteur « L » est la longueur de pente alors que le « S » est l'angle de cette dernière en degré. L'occupation du sol, plus précisément le couvert végétal, est représentée par le facteur « C » et finalement le facteur « P » tient compte des pratiques de conservation.

Selon Roose (1994), l'application du modèle USLE en Afrique est problématique pour différentes raisons. Premièrement ce modèle de type empirique se base « sur un grand nombre de résultats répétés dans le temps et dans l'espace car il vise le comportement de moyen à long terme (20 ans) des terres cultivées ». L'utilisation de simulateurs de pluie est possible pour

compenser le manque de données sur les parcelles sous des pluies naturelles mais ne peut pas les remplacer. Ainsi le manque de données est souvent un obstacle à l'application du modèle en Afrique, ce qui est le cas au Maroc. De plus, l'utilisation de ce modèle pose un problème d'échelle car il nécessite des données sur de petites parcelles (100m^2) de bassins versants de superficie limitée. Cela rend difficile l'étude de l'érosion dans un bassin versant d'une plus grande superficie. Lorsque le site d'étude dépasse l'échelle parcellaire, il est difficile d'obtenir les variables nécessaires (Bou Kheir *et al.*, 2001). En dernier lieu, selon Roose *et al.* (1993), le modèle USLE accorde une importance trop élevée à l'indice topographique LS (quotient de la longueur de pente et de son angle en degré). Selon ces derniers la pente n'est pas le facteur le plus important pour les risques d'érosion dans les environnements semi-arides du bassin méditerranéen. Dans ces régions, les pentes « sont liées à la lithologie et au type de sol; sur les roches dures (grès, calcaires durs) sur pentes fortes, les sols résistent à l'érosion et les transports solides sont faibles tandis que sur les roches tendres (argiles, marnes) sur pentes plus douces, les sols sont fragiles » (Bou Kheir *et al.*, 2001). Finalement, le modèle USLE ne pouvant pas être appliqué tel quel dans le bassin méditerranéen et aucune variance du modèle n'ayant été développée et testée au Maroc, l'utilisation de ce modèle dans le contexte de cette thèse est impossible. De plus les données physiques et les données météorologiques appropriées pour leur application dans le temps et l'espace ne sont pas disponibles.

2.7.1.2 SEMMED

Quoique moins reconnu que l'USLE, il est important de mentionner le modèle SEMMED (*Soil Erosion Model for Mediterranean Regions*) établi par De Jong (1994). Ce modèle empirique vise à prédire la perte de sol à l'échelle régionale dans le bassin méditerranéen à partir de données de pluviométrie, d'une carte des sols, d'un MNT et d'une carte de végétation (van Der

Knijff *et al.*, 2000) (figure 7). Ce modèle, datant de 1994, n'a pas été appliqué dans de nombreuses régions du bassin méditerranéen. Jusqu'à ce jour, le modèle a été utilisé pour cartographier les risques d'érosion dans la région de l'Ardèche, France, et dans le bassin versant de Peyne dans le sud de la France (De Jong, 1994).

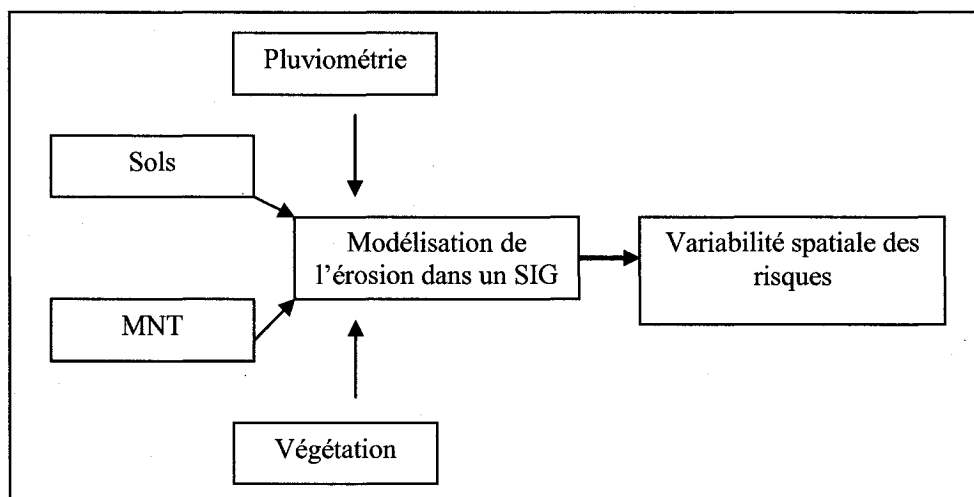


Figure 7. Données nécessaires à l'utilisation du modèle d'érosion SEMMED (selon De Jong, 1994).

Bien que ce modèle ait spécialement été développé pour les pays du bassin méditerranéen, il reste impossible de l'utiliser dans ce travail. La carte des sols et les données de pluviométrie ne sont pas disponibles pour la zone portée à l'étude.

2.7.2 Modèles d'érosion de type physique

À l'encontre des modèles de type empirique définis à la section précédente, les modèles d'érosion de type physique se basent principalement sur des processus physiques connus. Ces « modèles permettent d'émettre des prédictions physiques à partir des relations entre les variables considérées » (Bonn, 2000).

2.7.2.1 ANSWERS

ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*) simule le ruissellement de surface et l'érosion. Il permet de simuler le comportement d'un bassin versant où l'agriculture représente la principale occupation du sol (De Roo *et al.*, 1989; Garg et Harrison, 1992), pendant et immédiatement après un événement pluvieux. Les données nécessaires à l'utilisation de ce modèle proviennent de trois sources : un MNT, des campagnes de terrain extensives et des données météorologiques. La figure 8 décrit plus en détail les données nécessaires à l'application de ce modèle d'érosion (De Roo *et al.*, 1989).

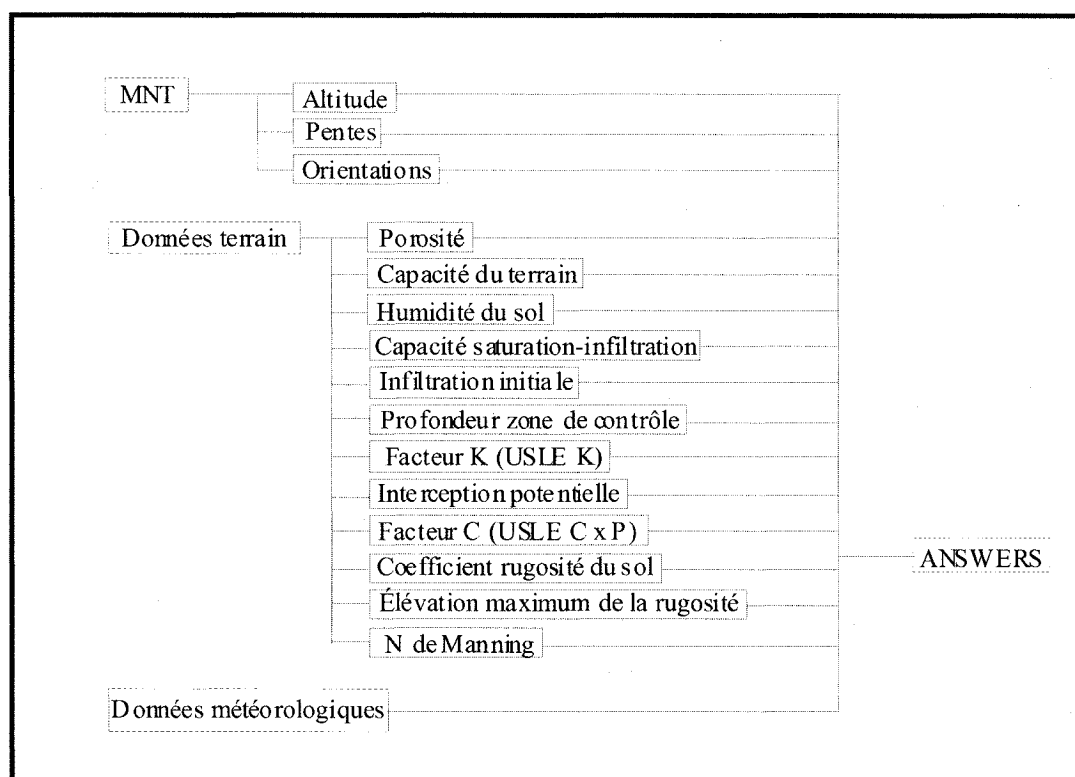


Figure 8. Paramètres nécessaires au calcul du modèle ANSWERS (selon De Roo *et al.*, 1989.)

Quoique ce modèle soit de type physique, il utilise les variables « C », « K », et « P » de l'USLE, un modèle empirique. Le facteur « K » correspond au « K » de l'USLE alors que le facteur

« C » est le quotient des facteurs « C » et « P » de l'USLE. L'utilisation de ce modèle pour la présente étude était impossible pour différentes raisons. Premièrement, les données nécessaires pour l'utilisation de modèles physiques doivent être à une très grande échelle (très détaillées), information non disponible pour le site d'étude en question. De plus, tel que mentionné auparavant, les données météorologiques nécessaires pour un tel modèle n'existent tout simplement pas. Selon De Roo *et al.* (1989) lorsque les données sont insuffisantes, la validation des résultats est difficile.

2.7.2.2 EUROSEM

EUROSEM (*European Soil Erosion Model*) est un modèle d'érosion européen nécessitant des données topographiques, ainsi que des données à propos des sols et de la végétation. C'est un modèle qui prédit les risques d'érosion hydrique dans de petits bassins versants. Ce modèle ne tient pas compte du facteur « P » (pratiques de conservation) de l'USLE et détermine le facteur « K » (érodibilité du sol) de l'USLE à partir de modèles hydrologiques (Quinton, 1997). Alors qu'avec le modèle USLE on évalue l'érodibilité du sol en fonction de la texture, de la teneur en matière organique, de la structure et de la perméabilité, le modèle EUROSEM tient compte de la cohésion du sol et de sa détachabilité par la pluie (Bou Kheir *et al.*, 2001). La nécessité d'avoir une carte des sols pour l'application de ce modèle représente un des principaux obstacles à l'utilisation de ce dernier. De plus comme l'indique son nom, il a été développé pour l'environnement des pays européens ce qui diffère énormément de l'environnement semi-aride marocain (mise à part les zones méditerranéennes de l'Europe).

2.7.3 Conclusions

Divers modèles d'érosion, empiriques et physiques, ont été décrits dans cette section. De manière générale, ces derniers nécessitent des données de pluviométrie, d'occupation du sol, des cartes de végétation et des sols et des données géomorphométriques dérivées d'un MNT. Or certaines de ces données sont plus difficiles à acquérir ou n'existent tout simplement pas dans certaines régions du monde. La prochaine section porte donc sur une nouvelle méthodologie intégrant les données de télédétection aux SIG afin de cartographier les risques d'érosion et de dégradation des sols en l'absence de certaines variables utilisées dans les autres modèles. Tel que mentionné auparavant, le manque de données spatiales physiques et environnementales au Maroc présente un obstacle important pour la modélisation de l'érosion hydrique à titre de processus dominant le problème de dégradation des sols.

2.8 Modélisation par intégration de données de télédétection et SIG

L'importante quantité de données nécessaires pour supporter les modèles d'érosion décrits dans la section précédente peut être un facteur limitant l'application de ces derniers. Ainsi, les pays de la rive sud du bassin méditerranéen et d'autres pays en voie de développement ne possèdent pas nécessairement toutes les données nécessaires à l'utilisation de ces modèles. Par contre, la nécessité de cartographier les risques d'érosion dans ces milieux est très importante. Garg et Harrison (1992) ont développé une méthodologie basée sur la photo-interprétation et les SIG pour analyser les risques de dégradation des sols et d'érosion dans le sud-est de l'Espagne. Cette méthodologie leur a permis d'identifier des zones ayant un risque d'érosion très élevé, modéré ou faible. D'autres auteurs tels que Haboudane (1999) se sont tournés vers une nouvelle approche se basant sur l'intégration de données spectrales et géomorphométriques. Ces dernières sont dérivées d'un modèle numérique de terrain (MNT).

La méthodologie développée dans cette présente thèse s'inspire de travaux de recherche de Haboudane portant sur l'érosion hydrique dans le sud de l'Espagne. Sa méthodologie est basée sur l'intégration de données spectrales et géomorphométriques pour la caractérisation de la dégradation des sols et l'identification des zones de susceptibilité à l'érosion hydrique. Les données satellitaires sont utilisées pour dériver certains indices spectraux ainsi que pour obtenir une carte d'occupation du sol par la méthode d'analyse de mixture spectrale. Un MNT est aussi utilisé pour dériver les données géomorphométriques (courbures, pentes, aires contribuant à l'écoulement de surface) nécessaires pour la modélisation des processus hydrologiques à l'origine de l'érosion hydrique. Le présent travail de recherche se distingue des travaux de Haboudane premièrement par l'utilisation des résultats des indices spectraux de sols dans une classification non supervisée afin d'obtenir une carte de l'état de dégradation des sols dans la zone d'étude. De plus, contrairement à Haboudane qui a utilisé l'analyse de mixture spectrale pour cartographier la présence de végétation, un indice de végétation qui est adapté aux environnements semi-arides (MSAVI(2)) a été utilisé. De plus, les résultats de la modélisation seront comparés à un document cartographique de référence afin de statistiquement évaluer les résultats. Dans le cadre de ce travail, les données de télédétection sont utilisées en outre pour le calcul d'indices spectraux permettant la caractérisation de l'état de dégradation des sols. La modélisation de l'érosion, un processus entraînant la dégradation des sols, se fait dans un SIG à partir d'AMC. La carte de dégradation des sols et la carte de risque d'érosion peuvent être comparés. Cette comparaison permettra entre autre de déterminer si l'érosion hydrique est le seul processus causant la dégradation des sols dans le site d'étude ou si un autre phénomène intervient.

Les variables utilisées afin de cartographier les zones les plus susceptibles d'être affectées par le processus de dégradation des sols sont décrites dans cette section. Les principaux facteurs contribuant à ce processus et énumérés au début de ce chapitre sont inclus dans ce modèle, mise à part les mesures de conservation qui de toute façon sont quasi inexistantes sur le site d'étude.

2.8.1 Dérivation de paramètres géomorphométriques

D'un point de vue mathématique, les modèles numériques de terrain (MNT) peuvent être définis comme des fonctions continues à deux variables (Van Kreveld, 1997) :

$$Z = f(x,y) \quad (2)$$

C'est « une modélisation de la forme et de la géométrie du terrain, dont la fidélité dépend à la fois de la rugosité du terrain et de la résolution du MNT » (Haboudane, 1999). Les MNT permettent donc de dériver les paramètres géomorphométriques nécessaires dans le cadre de travaux portant sur l'érosion. Ces paramètres contribuent à l'identification des régions les plus susceptibles d'être affectées par des processus physiques pouvant être associés au processus d'érosion. Les paramètres dérivés dans le cadre de cette recherche sont discutés dans les sous-sections suivantes.

2.8.1.1 Premières dérivées d'un MNT : orientations et pentes

La dérivation des cartes des orientations et des pentes se fait à partir d'un MNT. La pente correspond à la déclivité ou l'inclinaison d'un terrain et se définit par la tangente de la surface telle que modelée par le MNT à tous les points et est composée de deux éléments : la pente et l'orientation. La pente est le taux de variation maximum de l'élévation alors que l'orientation est la direction de compas du taux de variation maximum de l'élévation (Burrough, 1986). La

première est généralement mesurée en degré ou en pourcentage alors que l'orientation est mesurée en degré pour ensuite être convertie à un relèvement au compas. La carte des orientations donne une impression du relief et permet d'observer la morphologie du terrain (Haboudane, 1999). Ces deux mesures sont les deux premières dérivées de la surface d'altitude.

L'importance de l'orientation dans les études portant sur l'érosion varie d'un type d'environnement à un autre et selon la situation géographique. En étudiant l'érosion dans le sud de l'Espagne, environnement très similaire à celui que l'on retrouve dans la zone d'étude au Maroc, Garg et Harrison (1992) ont conclu que ce type d'écosystème est très sensible à l'orientation des versants. Cette région du globe est marquée par de grandes différences d'un point de vue radiatif, imposant par endroit un stress hydrique important à la végétation (Kirkby *et al.*, 1990). Ainsi, on retrouve généralement plus de végétation sur les versants nord que sur les versants sud, ces derniers étant caractérisés par une érosion plus marquée à cause du manque de stabilisation de l'horizon du sol supérieur par la végétation enracinée.

Dans le cadre de ce travail, la carte de pentes sera utilisée en conjonction avec une carte de la superficie du bassin afin d'obtenir l'indice d'énergie d'eau.

2.8.1.2 Indice d'énergie d'eau

L'indice d'énergie d'eau permet de mesurer le potentiel érosif du ruissellement et constitue un indicateur des zones susceptibles de subir l'érosion hydrique (Moore *et al.*, 1993). Il est obtenu par l'équation suivante :

$$\omega = A_s * \tan\beta \quad (3)$$

où

ω est l'indice d'énergie d'eau, A_s est la superficie du bassin en m^2 (nombre total de pixels qui coulent vers ce point) et β est la pente en degrés.

L'utilisation de données dérivées d'un MNT représente donc un excellent moyen de cartographier les risques d'érosion car les mesures de pentes et des orientations modélisent des éléments ayant une grande influence sur le processus d'érosion. Par exemple, de façon générale, plus la pente est abrupte plus les risques d'érosion seront élevés.

2.8.2 Information spectrale

Dans le domaine de la télédétection, la cartographie de l'érosion et des différentes conditions de la surface du sol se base généralement sur la présence et ou l'absence de bandes d'absorption dans la signature spectrale des sols et des roches (Metternicht and Fermont, 1998).

Dans les milieux arides, le changement des caractéristiques de l'environnement affecte la surface du sol et par conséquent la signature spectrale. La caractérisation des courbes de réflectance des sols se base sur la présence et ou l'absence de bandes d'absorption par la matière organique, les oxydes de fer et les minéraux argileux. De manière générale plus le sol est dégradé plus la pente de la courbe spectrale est grande et plus son allure générale devient moins aplatie et plus convexe (Haboudane, 1999). On peut notamment observer une bande d'absorption par les carbonates (2340 nm) et une bande d'absorption par les minéraux argileux (2200 nm) (Haboudane, 1999; Asner and Lobell, 2000). Les minéraux argileux dominent généralement la structure des sols en milieu aride et semi-aride (Asner and Lobell, 2000).

À mesure que le processus d'érosion s'intensifie, une plus grande proportion des matériaux d'origine peut être observée à la surface. Lorsque ces derniers peuvent être discriminés du sol

développé d'un point de vue spectral (réflectance plus élevée), la signature spectrale d'un pixel composé de ces deux éléments sera incluse dans un continuum défini à une extrémité par le sol développé et à l'autre par les matériaux d'origine. Ainsi plus la signature spectrale s'apparente à celle des matériaux d'origine, plus le degré de dégradation est élevé (Paracchini *et al.*, 1998).

Le même type d'observation peut être fait pour la végétation. Par exemple, on retrouve une bande d'absorption dans le rouge pour la végétation verte; cette bande est caractéristique de l'activité photosynthétique. Pour ce qui est de la végétation sèche, sa signature spectrale est plus près de celle des sols que de la végétation verte (Haboudane, 1999).

2.8.3 Indices spectraux

Les propriétés d'absorption et de réflexion des éléments au sol (végétation, sol, roche, eau, etc.) déterminent la forme de la courbe de réflectance de ces derniers. Se basant sur cette notion, des indices spectraux de sol et de végétation ont été développés afin de faire du suivi environnemental. Ces derniers utilisent les régions spectrales les plus riches en information relatives à chacun des différents types d'occupation du sol.

De nombreux facteurs affectent la réflectance des sols; par conséquent cette dernière peut varier beaucoup. De manière générale, la réflectance des sols résulte directement de la composition et de la couleur des sols (Courault *et al.*, 1988). Dans les régions arides, plusieurs phénomènes de dégradation et de restauration affectent l'aspect de la surface du sol, incluant la couleur (Escadafal and Megier, 1998). Le fait que les spectres des sols sont « non plats » résulte de la coloration. Cette dernière « est la sensation visuelle d'une absorption » (Escadafal *et al.*, 1993). La caractérisation de la couleur du sol à l'aide des réflectances spectrales permet d'obtenir des

informations sur les composantes intrinsèques du sol. Il est également possible d'utiliser les indices spectraux pour caractériser l'état de dégradation des sols. L'apport de ces derniers pour la caractérisation de la dégradation du milieu a été démontré par différents auteurs (Escadafal *et al.*, 1994; Madeira *et al.*, 1997; Mathieu *et al.*, 1998; Haboudane, 1999).

Les deux indices spectraux utilisés dans le cadre de ce travail sont l'indice de forme (Escadafal *et al.*, 1994) et l'indice de coloration (Escadafal and Huete, 1991) :

$$IF = \frac{(2 * ETM3) - ETM2 - ETM1}{ETM2 - ETM1} \quad (4)$$

$$IC = \frac{ETM3 - ETM1}{ETM3 + ETM1} \quad (5)$$

Où ETM_i est la réflectance au sol dans la bande i du capteur ETM+ de Landsat-7.

L'indice de forme (IF) décrit la forme générale de la courbe de réflectance. Il est associé aux formes des signatures spectrales d'un triplet de bandes et est le paramètre le plus important pour l'identification et la discrimination des sols et des formations lithologiques (Liu and Moore, 1990; Mattikalli, 1997). Pour sa part, l'indice de coloration (IC) correspond au rapport normalisé des bandes rouge et bleu. La réflectance dans cette région du spectre est grandement affectée par le phénomène d'absorption causé par la présence d'oxydes de fer (hématite et goethite). Cet indice exprime donc la pente de la courbe. La pente générale de la courbe de réflectance d'un sol réfère au concept de saturation et exprime la vivacité de la couleur.

Les résultats obtenus suite au calcul de ces indices peuvent être introduits dans une classification non-dirigée afin d'obtenir une carte caractérisant le niveau de dégradation des sols (Parenteau *et al.*, 2003). Pour ce faire nous utilisons la classification ISODATA (*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*), l'algorithme de classification non-dirigée le plus communément utilisé. Ce dernier est une extension de l'algorithme de classification K-Means, qui est le plus simple. Dans un premier temps, la moyenne et l'écart type de chaque grappe dans chaque bande spectrale sont calculés. Cette opération permet d'obtenir une première classification. À partir de cette carte, de nouvelles moyennes et de nouveaux écarts types sont calculés et l'algorithme applique les trois critères suivants :

1. Les grappes présentant un écart type trop grand sont divisées afin de former deux petites grappes;
2. Les grappes qui sont trop semblables d'un point de vue statistique sont combinées;
3. Les grappes avec un nombre insuffisant de pixels sont éliminées.

Le système procède ainsi jusqu'à ce qu'il est complété le nombre d'itérations spécifié par l'analyste. Un des principaux avantages de cet algorithme de classification est qu'il nécessite très peu d'intervention humaine pour la génération de la carte; par contre, il requiert une bonne connaissance du terrain de la part de l'analyste afin d'identifier les classes générées par le système. Ce dernier désavantage n'est par contre pas spécifique à cet algorithme; il caractérise toutes les classifications de type non-dirigé.

2.8.4 Apport du moyen et proche infrarouge

Selon Haddouche *et al.* (2001), les bandes du proche infrarouge et du moyen infrarouge apportent le plus d'information au niveau géomorphologique. Selon Escadafal *et al.* (1993), le

contraste entre les bandes de la région visible du spectre et celles du SWIR (*Shortwave Infrared*) permet d'identifier les sols arides. Les travaux de Haboudane *et al.*, (2000) confirment ces informations : l'intégration des bandes du moyen infrarouge permet une meilleure discrimination des différents niveaux de dégradation des sols. De manière générale, les spectres des sols dans le domaine du visible sont monotones et ne se composent que de faibles variations spectrales alors que les minéraux de sols ont des empreintes distinctes dans la région spectrale du SWIR vu la présence de fortes bandes d'absorption permettant ainsi l'identification des minéraux hydratés et des carbonates.

2.8.5 Indices de végétation

En général, la végétation est peu dense ou inexistante dans les régions dégradées (Paracchini *et al.*, 1998). Elle est un élément très important dans le phénomène d'érosion car elle exerce un contrôle marqué sur l'évapotranspiration, l'infiltration, l'écoulement, l'érosion des sols et à long terme sur le contenu en matière organique des sols (Garg et Harrison, 1992; Drake *et al.*, 1999). Dans les environnements arides, l'absence de végétation est un indicateur en soi de la dégradation des sols. Les liens étroits entre la végétation et les cycles hydrologiques et biogéochimiques font de la cartographie de la végétation une nécessité (Qi *et al.*, 1994; Asner and Lobell, 2000). Les données satellitaires permettent ce type d'étude sur une grande échelle temporelle et spatiale.

Le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) est probablement l'un des indices de végétation le plus utilisé. Développé par Rouse *et al.* en 1974, il permet de différencier la végétation du sol sous-jacent. Sa formule est la suivante :

$$NDVI = \frac{PIR - Rouge}{PIR + Rouge} \quad (6)$$

où PIR correspond à la région du proche infrarouge du spectre électromagnétique.

L'application du NDVI dans un environnement semi-aride est limitée vu la grande similarité entre la végétation et les sols; cette dernière est causée par une végétation moins fournie et des sols marqués par une différence de réflectance dans le rouge et le PIR due à la composition minéralogique de ces derniers (Drake *et al.*, 1999). Le MSAVI(2) (*Modified Soil Adjusted Vegetation Index*) de Qi *et al.*(1994), selon Rondeaux *et al.*, (1996) permet d'obtenir de meilleurs résultats que le NDVI dans un environnement où la végétation occupe moins de 25% de la surface. Cet indice serait donc plus performant dans l'étude d'un environnement aride ou semi-aride tel qu'on le retrouve dans la région du Haut Atlas Marocain. Sa formule est la suivante :

$$MSAVI(2) = \frac{2NIR + 1 - \sqrt{(2NIR + 1)^2 - 8(NIR - R)}}{2} \quad (7)$$

Le MSAVI(2) permet de réduire l'effet du sol sous-jacent. Dans un environnement où le couvert végétal est de faible densité, la réflectance du sol tend à augmenter dans les bandes rouges et infrarouges ce qui fait en sorte que si l'on n'utilise pas un indice de végétation qui corrige ce problème, nous obtiendrons une carte où la présence de végétation sera sur-évaluée.

2.9 Analyses multicritères

L'approche basée sur l'intégration de données spectrales dans un SIG et l'utilisation de données géomorphométriques suivies d'analyses multicritères (AMC) constitue une alternative aux modèles d'érosion déjà existants (section 2.7). Bien que les données nécessaires à l'application

des modèles d'érosion empiriques et physiques ne soient pas disponibles dans un pays comme le Maroc, il demeure important d'être en mesure d'identifier les régions les plus à risque de subir l'érosion ou la dégradation des sols. Les AMC permettent de profiter des capacités d'acquisition et de classification de la télédétection tout en exploitant les SIG pour la gestion et l'analyse de ces données et de données auxiliaires (Burrough, 1986). La méthodologie utilisée dans ce travail pourrait représenter une approche intéressante pour les pays en voie de développement, lesquels ne possèdent pas un héritage de données comme le Canada et les fonds nécessaires pour entreprendre d'importantes missions de terrain.

Dans le cadre d'une recherche portant sur l'érosion, l'environnement d'un SIG permet de dériver des données géomorphométriques, de procéder à l'intégration de données multisources et finalement d'identifier les zones les plus susceptibles à l'érosion grâce à des AMC. Les SIG sont, pour les preneurs de décision, des outils puissants facilitant la manipulation et l'analyse de données spatiales (Carver, 1991). L'intégration de données multisources dans un SIG permet la création d'une base de données complexe et de procéder à des AMC selon Cavallo and Norese (1998), ces dernières permettant une analyse plus approfondie des phénomènes naturels.

L'utilité des AMC dans la présente recherche est l'identification des zones à risque d'érosion et de dégradation des sols intensifiés (érosion hydrique et dégradation *in situ* combiné). Les variables retenues, ou le nombre de dimensions utilisées, pour les travaux sur l'érosion peuvent varier tout dépendant des données disponibles. Les dimensions les plus souvent retenues sont l'occupation du sol, la pédologie, la morphologie, etc. (Cavallo and Norese, 1998). Pour cette recherche, les variables considérées sont l'état de dégradation des sols, les pentes, les

orientations, la présence de végétation et le potentiel érosif du ruissellement. Ces dernières sont des facteurs qui influencent le processus de dégradation des sols.

Afin de réaliser les AMC , il est possible de procéder par intégration de couches de données thématiques et l'utilisation d'opérateurs booléens tel que l'union (*OR*) ou l'intersection (*AND*). Cette procédure permet d'identifier les régions qui rencontrent tous les critères spécifiés mais elle ne permet pas de hiérarchiser les résultats (Pereira and Duckstein, 1993). En ce sens, ce type d'analyse multicritère peut être caractérisé de plus extrême (IDRISI, 1999) que celui se basant sur une combinaison de pesée linéaire (*Weighted linear combination-WLC*). L'utilisation d'opérateurs booléens ne permet pas non plus de tenir compte du fait que certaines dimensions peuvent être plus importantes que d'autres. De plus, les résultats obtenus via cette méthode sont parfois difficile à interpréter (Carver, 1991). Cette méthode est idéale pour compléter des recherches spatiales avec des critères de type nominal seulement.

Certains auteurs (Cavallo and Norese, 1998; Haboudane, 1999) procèdent aux AMC en accordant un poids à chacune des dimensions, méthode connue sous le nom de combinaison par pesée linéaire (*WLC*). Dans ce cas, les valeurs des critères sont standardisées à un intervalle commun et par la suite combinées à l'aide de moyennes pondérées (IDRISI, 1999). Cette méthode permet par exemple d'accorder une plus grande importance à l'occupation du sol, à la pente ou à toute autre variable. Le poids attribué à chacune des dimensions ne dépend pas seulement de l'importance de cette dernière mais aussi de l'étendue des valeurs de cette dimension. Un critère avec une grande variabilité contribue davantage aux résultats de cette approche et devrait être accordé une plus grande importance qu'un critère avec peu ou pas de

changement dans les valeurs (Husdal, 2002). L'algorithme d'une AMC a pour forme générale l'équation suivante (Husdal, 2002; IDRISI, 1999):

$$V_i = \sum S_{ij} * W_j \quad (8)$$

Où

V_i = la valeur du pixel

S_{ij} = la valeur standardisée de X_{ij}

W_j = le poids de la dimension

2.9.1 Standardisation des variables (critères)

Les poids accordés à chacune des variables sont habituellement standardisés pour additionner à 1 (Pereira and Duckstein, 1993). La méthode la plus fréquemment utilisée pour standardiser les valeurs des critères se base sur leur distance par rapport à une valeur maximale ou minimale (Hajkowicz *et al.*, 2000). Lorsqu'une valeur faible indique une meilleure performance, la formule utilisée est la suivante :

$$S_{ij} = \frac{X_{j \text{ max}} - X_{ij}}{X_{j \text{ max}} - X_{j \text{ min}}} \quad (9)$$

Dans le cas où une valeur élevée indique une meilleure performance, l'équation suivante permet de normaliser les valeurs :

$$S_{ij} = \frac{X_{ij} - X_{j \text{ min}}}{X_{j \text{ max}} - X_{j \text{ min}}} \quad (10)$$

Où

S_{ij} = la valeur standardisée de X_{ij}

X_{ij} = la performance de la "ième" alternative en rapport du critère j en unités réelles de tout type

$X_{j \text{ max}}$ = la valeur maximale du critère j

$X_{j \text{ min}}$ = la valeur minimale du critère j

Avant de procéder à la normalisation des critères, la question suivante doit être posée: doit-on normaliser en utilisant les valeurs maximales et minimales de la variable? Par exemple dans le cas des pentes, doit-on associer la valeur de pente la plus faible à 0.0 et échelonner de façon linéaire les valeurs intervalles de façon à associer la valeur de pente maximale à 1.0? Cette question est considérée comme critique par certains auteurs (IDRISI, 1999).

2.9.2 Attribution des poids

Une certaine incertitude est associée à la méthode de combinaison par pesée linéaire : le poids attribué à chacune des dimensions est toujours discutable (Carver, 1991). Afin de contrer en partie ce problème, il est possible de procéder à plusieurs AMC où les poids accordés à chacune des dimensions varient de façon aléatoire; par la suite, il est nécessaire d'identifier les sites avec les valeurs les plus élevées dans chacun des scénarios.

La comparaison par paires constitue une méthode plus robuste d'accomplir cette tâche. Procédant selon cette méthode, on ne considère que deux critères à la fois, ce qui permet de mieux évaluer le poids qui devrait être accordé à chacune des variables selon son importance (IDRISI, 1999). Saaty (1977) propose une technique de comparaison par paires que l'on nomme AHP (*Analytical Hierarchy Process*). Avec cette technique, les poids sont obtenus en calculant le vecteur d'une matrice carrée obtenue suite à des comparaisons par paires entre les variables. L'importance de chacune des deux variables comparées varie entre 1/9 et 9 tel qu'indiqué dans le tableau 3 (IDRISI, 1999).

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extrême	Très forte	Forte	Modérée	Égale	Modérée	Forte	Très forte	Extrême

Tableau 3. Attribution des poids selon la méthode de comparaison par paires (selon IDRISI, 1999).

Le tableau 4 est un exemple de matrice obtenue par comparaison par paires de la méthode AHP dans le cadre d'une étude dans le domaine de la foresterie. La dernière rangée indique les valeurs de pondération qui seront attribuées à chacune des variables lors des analyses multicritères (Brousseau et LeBel, 2002).

	Intégrité du milieu environnement	Sensibilité des paysages	Qualité du couvert de protection	Risque d'érosion pour la sédimentation
Intégrité du milieu environnement	1	5	3	5
Sensibilité des paysages	1/5	1	1/3	2
Qualité du couvert de protection	1/3	3	1	3
Risque d'érosion pour la sédimentation	1/5	1/2	1/3	1
PONDÉRATION	0.550	0.118	0.249	0.083

Tableau 4. Comparaison par paires de la méthode AHP (Brousseau et LeBel, 2002).

Suite aux analyses multicritères, la comparaison des résultats avec la réalité terrain ou un document de référence s'impose. Quelques méthodes de comparaisons seront décrites dans la prochaine section.

2.10 Comparaison entre documents cartographiques

Afin d'évaluer les résultats obtenus grâce aux AMC et au calcul des indices spectraux de sol (identifiée comme les cartes B), il est nécessaire de les confronter à une autre que l'on considère la carte de référence (identifiée comme la carte A). Cette comparaison permet de vérifier la robustesse de la carte thématique (Naesset, 1996). Les différences entre ces deux cartes peuvent être quantifiées via une matrice (de confusion) de la distribution de chaque classe dans la carte A qui se retrouve dans chaque classe de la carte B (Story and Congalton, 1986; Stehman, 1999). Les valeurs de superficie peuvent être exprimées en pixel ou en unité de superficie réelle (m^2 , km^2 ...). Les données que l'on retrouve dans la diagonale principale de la matrice représentent une correspondance complète alors que les éléments hors de la diagonale représentent les erreurs (Naesset, 1996; Finn, 1993). Ce type de comparaison renseigne seulement sur les erreurs relatives pour chacune des classes et non sur la distribution spatiale des erreurs. Nous retrouvons à la figure 9 la forme générale d'une matrice de confusion.

		Référence				
		1	2	...	q	
Classifié	1	P_{11}	p_{12}	...	p_{1q}	p_{1+}
	2	P_{21}	p_{22}	...	p_{2q}	p_{2+}
	...	...	...	...		...
	Q	p_{q1}	p_{q2}	...	p_{qq}	p_{q+}
		P_{+1}	p_{+2}	...	p_{+q}	

Figure 9. Exemple de matrice de confusion (selon Stehman, 1999).

Où

P_{ij} est la proportion de la superficie classifiée dans la classe i et de classe j dans le document de référence

P_{i+} est égal à la somme des P_{ij} (erreurs de commission)

P_{+j} est égal à la somme des P_{ij} (erreurs d'omission)

De manière générale le coefficient de Kappa et le PCC (Pourcentage correctement classifié) sont calculés à partir de ces matrices. Ces derniers sont présentés dans la section suivante.

2.10.1 Pourcentage correctement classifié (PCC)

La proportion d'entrées que l'on retrouve dans la diagonale de la matrice de confusion correspond au pourcentage correctement classifié et est un des indices pouvant être utilisé dans la comparaison de cartes thématiques. Cette statistique peut par contre conduire à une analyse erronée car elle ne tient pas compte du fait que des éléments auraient pu être bien classifiés par chance (Longley *et al.*, 2001). Les résultats tendent donc à surestimer la qualité de la carte comparée.

$$\text{PCC} = \text{Somme de la diagonale} / \text{N. total d'éléments dans la matrice} \quad (11)$$

Par contre, cette mesure n'est pas un indice fiable de réussite pour les projets présentant des fréquences différentes dans les diverses catégories (Rosenfield and Melley, 1980).

2.10.2 Coefficient de Kappa

Cet indice a été utilisé à maintes reprises pour l'évaluation de la précision de cartes. Il offre une mesure de la correspondance entre les prédictions dérivées d'un modèle et la réalité (Congalton, 1991). Le coefficient de Kappa est le pourcentage de correspondance entre deux documents cartographiques, ajusté pour soustraire les régions en accord par accident (Naesset, 1996). En ce sens il correspond à l'accord actuel moins l'accord attendue par chance. Mathématiquement, il s'exprime par la formule suivante (Landis and Koch, 1977; Finn, 1993; Longley *et al.*, 2001) :

$$\hat{k} = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad (12)$$

où

$$\theta_1 = \sum_i c_{ii} / N \quad (13)$$

et

$$\theta_2 = \sum_i \left(\sum_j c_{ij} \sum_j c_{ji} / N^2 \right) \quad (14)$$

où θ_1 est la proportion des éléments de la matrice qui est bien classifiée et θ_2 la proportion de la matrice qui est bien classifiée par chance.

« Ainsi afin de tenir compte des éléments bien cartographiés “par chance”, on soustrait au numérateur et au dénominateur une valeur correspondant à une approximation de ces derniers. Pour ce faire, on multiplie le nombre total en rangée par le nombre total en colonne pour chaque cellule de la diagonale et on divise par le grand total (coin inférieur droit). La somme de ces valeurs est finalement compilée » (Longley *et al.*, 2001). La valeur du coefficient de Kappa varie entre l’infini négatif et 1. Les résultats sont plus précis lorsque la valeur est près de 1 et deviennent de moins en moins précis à mesure que l’on s’éloigne de cette valeur (Frescino *et al.*, 2001).

2.11 Analyse de sensibilité

Afin de connaître l’effet des variations des variables et des valeurs des paramètres d’un modèle sur son comportement et les extrants, une analyse de sensibilité est utilisée (Howes and Anderson, 1988). L’utilisation de cette méthode permet de déterminer si le modèle répond à des variations des valeurs des variables d’une façon logique et par conséquent s’il opère de façon rationnelle. Cette méthode permet aussi de déterminer quel est le paramètre le plus important dans le modèle (Morgan and Quinton, 2001). Divers indices existent pour procéder à l’analyse

de sensibilité; l'un d'entre-eux se nomme la sensibilité absolue. Avec cette technique, qui est la plus simple pour procéder à une analyse de sensibilité, il s'agit simplement de faire varier la variable A tout en maintenant les autres variables constantes et d'évaluer la variation des résultats par rapport à une simulation initiale. Cette méthode permet d'associer les variations de résultats aux sources de ces variations (Crosetto and Tarantola, 2001). Afin de quantifier ces différences, la formule suivante peut être utilisée (De Roo *et al.*, 1989) :

$$S(v_1, v_{11}) = \frac{Res_{s_{11}} - Res_{s_1}}{Res_6} \quad (15)$$

Où

$S(v_1, v_{11})$ = indice de sensibilité avec étendue des variables de v_1 à v_{11}

Res_1 = résultat de la simulation 1

Res_6 = résultat de la simulation initiale

Res_{11} = résultat de la simulation 11

À partir de cet indice, il est possible de déterminer quelle variable du modèle est la plus sensible; cet indice décrit la variation des extrants en fonction d'un extrant moyen. Dans le cas où une variable s'avère être trop sensible et ne permet pas d'obtenir des résultats fiables, il est nécessaire de modifier le modèle (De Roo *et al.*, 1989). L'application de cette technique requiert que les paramètres de l'analyse multicritères aient été normalisés (Morgan and Quinton, 2001).

2.12 Conclusions

Les modèles d'érosion peuvent être divisés en deux grandes catégories : les modèles physiques et les modèles empiriques. La majorité de ces modèles, tel que l'USLE, nécessitent une quantité d'information très importante pour leur application, ce qui peut entraver leur utilisation dans certains pays. Par conséquent, une nouvelle approche se basant sur des AMC est examinée dans ce travail. Une deuxième approche est aussi testée, cette dernière visant à cartographier la

dégradation intensifiée des sols (causée par la dégradation *in situ* et l'érosion hydrique). Cette dernière repose sur des analyses multicritères utilisant divers paramètres tels que l'état de dégradation des sols, le couvert végétal et quelques paramètres géomorphométriques. Afin de tester un modèle, diverses statistiques peuvent être utilisées tel que le PCC et le coefficient de Kappa. Ces derniers indiquent le niveau de correspondance entre les résultats des AMC et une carte de référence. Une analyse de sensibilité peut aussi être faite afin de déterminer quelles variables ont la plus grande influence sur le modèle et si cette influence est trop marquée. Le chapitre 3 portera sur la méthodologie de ce travail de recherche. Nous allons présenter les traitements des données nécessaires pour en arriver aux résultats qui se retrouvent au chapitre 4.

Chapitre 3 : Acquisition et traitement des données

3.1 Introduction

La méthodologie employée dans cette recherche est basée sur l'intégration de données de télédétection provenant du capteur ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) de Landsat-7 et de données géomorphométriques dérivées à partir d'un SIG; l'objectif premier est d'évaluer les risques d'érosion et de dégradation des sols dans la région du Haut Atlas marocain. Comme il peut être observé sur l'organigramme méthodologique (figure 10), le travail a été réalisé dans deux environnements différents : l'environnement de traitement d'image (PCI Geomatics) et l'environnement SIG (ESRI et IDRISI). C'est dans l'environnement PCI qu'ont été réalisés la rectification de la radiométrie de l'image (correction atmosphérique et étalonnage du capteur), la création de l'ortho-image et le calcul des indices spectraux. L'environnement SIG Arcview 3.2 a permis la génération d'un MNT à partir de courbes de niveaux numérisées et la dérivation de ses premières dérivées ainsi que le calcul de l'indice d'énergie d'eau. C'est l'environnement ArcGIS de ESRI qui a permis l'intégration des données de télédétection et des données géomorphométriques dans le but de procéder à des analyses spatiales multicritères (AMC) permettant de dériver des cartes identifiant les zones présentant des hauts risques d'érosion.

3.2 Données

Les données utilisées pour la réalisation de ce travail peuvent être groupées en trois grandes catégories : données images, données terrain et données cartographiques . Elles sont définies dans la présente section.

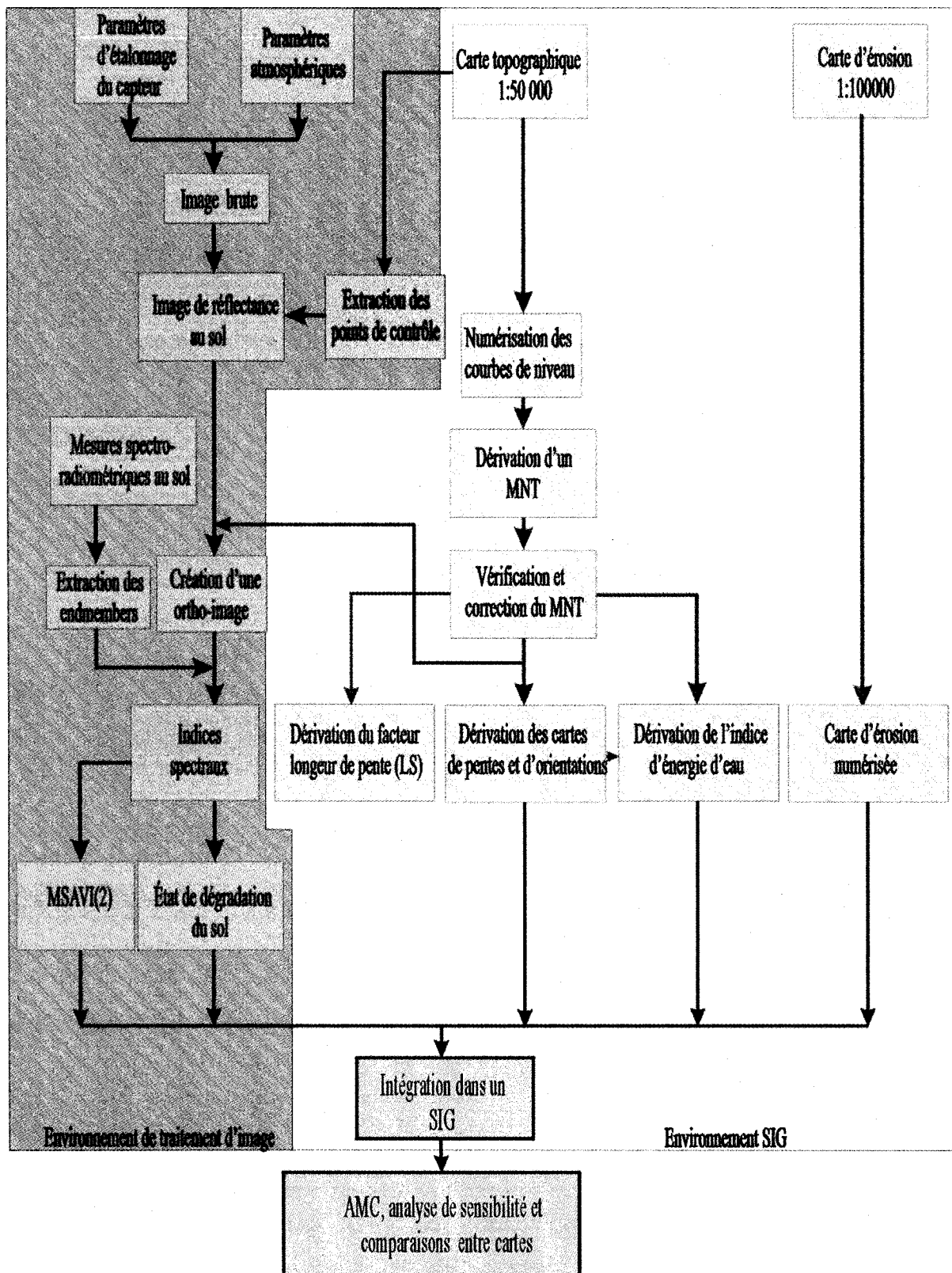


Figure 10. Organigramme méthodologique de la thèse.

3.2.1 Données images

L'image de la zone d'étude a été acquise le 16 janvier 2002 par le capteur Enhanced Thematic Mapper (ETM+) de Landsat-7. Au moment de l'acquisition le ciel était très clair et sans nuage. Une correction combinée des effets de l'atmosphère et de l'étalonnage radiométrique du capteur a été appliquée à l'image. Cette dernière a aussi été corrigée des effets de la topographie et des distortions géométriques.

Le capteur ETM+ de Landsat-7 permet l'acquisition en huit bandes spectrales dont trois dans le visible, quatre dans le proche infrarouge et une panchromatique (tableau 5). Mise à part la bande de l'infrarouge thermique (ETM-6) et la bande panchromatique (ETM-8), la résolution spatiale du capteur est de 30 mètres. Le satellite survole la surface de la terre à une altitude de 705 km et possède un orbite héliosynchrone d'une résolution temporelle de 16 jours.

Bandes spectrales	Résolutions spectrales	Résolutions spatiales
1	450 – 520 nm	30
2	520 – 600 nm	30
3	630 – 690 nm	30
4	760 – 900 nm	30
5	1550 – 1750 nm	30
6	1040 -1250 nm	60
7	2080 – 2350 nm	30
8	500 -900 nm	15

Tableau 5. Caractéristiques des bandes spectrales du capteur ETM+ de Landsat-7.

3.2.2 Données terrain

Les données terrain ont été acquises entre le 28 décembre 2001 et le 16 janvier 2002. Lors de cette mission, nous avons procédé à des mesures spectroradiométriques au sol (endmembers)

ainsi qu'à d'autres mesures afin de connaître les paramètres atmosphériques au moment de l'acquisition de l'image.

3.2.2.1 Données spectroradiométriques

La session de mesure a eu lieu le 29 décembre 2001. L'appareil utilisé est un spectroradiomètre portable ASD FieldSpec JR couvrant les longueurs d'ondes de 350 nm à 2500 nm avec un pas d'échantillonnage de 1,4 nm pour l'intervalle de 350 nm à 1050 nm et de 2 nm pour l'intervalle de 1000 à 2500 nm. Les mesures ont par la suite été rééchantillonnées par l'instrument à un pas de 1 nm. La signature de chaque cible a été mesurée vingt fois, puis l'instrument a calculé une moyenne arithmétique. Les mesures ont été prises peu après l'heure zénithale (afin de bénéficier d'un éclaircissement total et d'une géométrie d'acquisition favorable) avec un angle de visée de 25° à une hauteur de 40 cm du sol, permettant ainsi de couvrir une surface d'environ 315 cm². Une surface lambertienne (surface de référence blanche) a été utilisée afin de normaliser les mesures. Cette méthodologie, décrite par Jackson *et al.* (1980), permet d'obtenir la réflectance de la cible.

$$\rho_{\text{cible}} = \frac{L_{\text{cible}} / L_{\text{réf}}}{\rho_{\text{réf}} * C} \quad (16)$$

où

ρ_{cible} = réflectance de la cible

$\rho_{\text{réf}}$ = réflectance de la surface de référence

L_{cible} = luminance de la cible mesurée par le spectroradiomètre

$L_{\text{réf}}$ = luminance de la surface de référence mesurée par le spectroradiomètre

C = facteur de correction relatif à la surface de référence

Une série de végétaux présents dans la zone d'étude ont été recueillis. Le *Nicotia glauca*, le *Nerium oleander*, l'*Olea*, le *Juniperus turbinata*, le *Juniperus oxycedrus*, le *Ceratonia siliqua*, le *Rhamnus*, un Cactaceae et un Palmaceae sont les végétaux qui ont été mesurés. Dans ce travail

les mesures spectroradiométriques ont été acquises en recouvrant le sol du feuillage de chacune des espèces (à l'horizontal) et en prenant les mesures à la verticale. Or, afin d'obtenir des résultats plus réalistes, il aurait été préférable de mesurer directement le canopé.

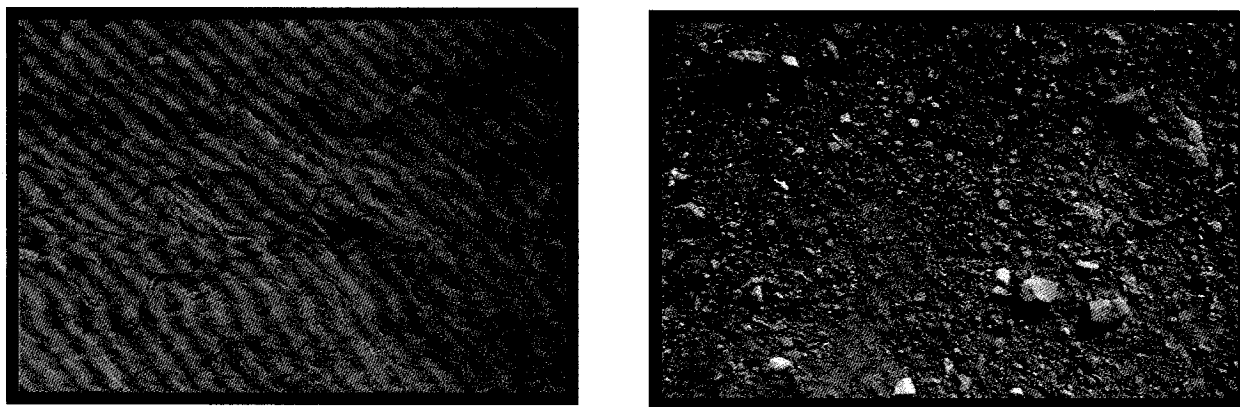


Figure 11. Exemples de matériaux au sol: grès à l'affleurement oxydé (gauche) et argile à l'affleurement (droite).

Pour les sols, trois types de matériaux ont été sélectionnés : argile, grès et calcaire (figure 11). Les éléments échantillonnés ont été mesurés au soleil et à l'ombre selon une direction de visée verticale permettant ainsi de minimiser l'effet de la BRDF (*Bidirectional Reflectance Distribution Function*). Les signatures spectrales obtenues serviront au calcul des indices spectraux de dégradation des sols (section 4.4). Des photographies numériques et analogiques ont été prises sur le terrain afin de documenter les données spectroradiométriques. Sur ces documents photographiques, nous retrouvons l'espèce végétale ou le faciès dans son environnement ainsi qu'une photo de l'échantillon tel qu'il a été mesuré.

3.2.2.2 Données atmosphériques

La correction des effets atmosphériques de l'image satellite nécessite certaines données atmosphériques. L'instrument utilisé pour l'acquisition de ces données est un photomètre solaire : le Microtops II muni de 5 filtres (centrés sur 305 nm, 312.5 nm, 320.5 nm, 936 nm et

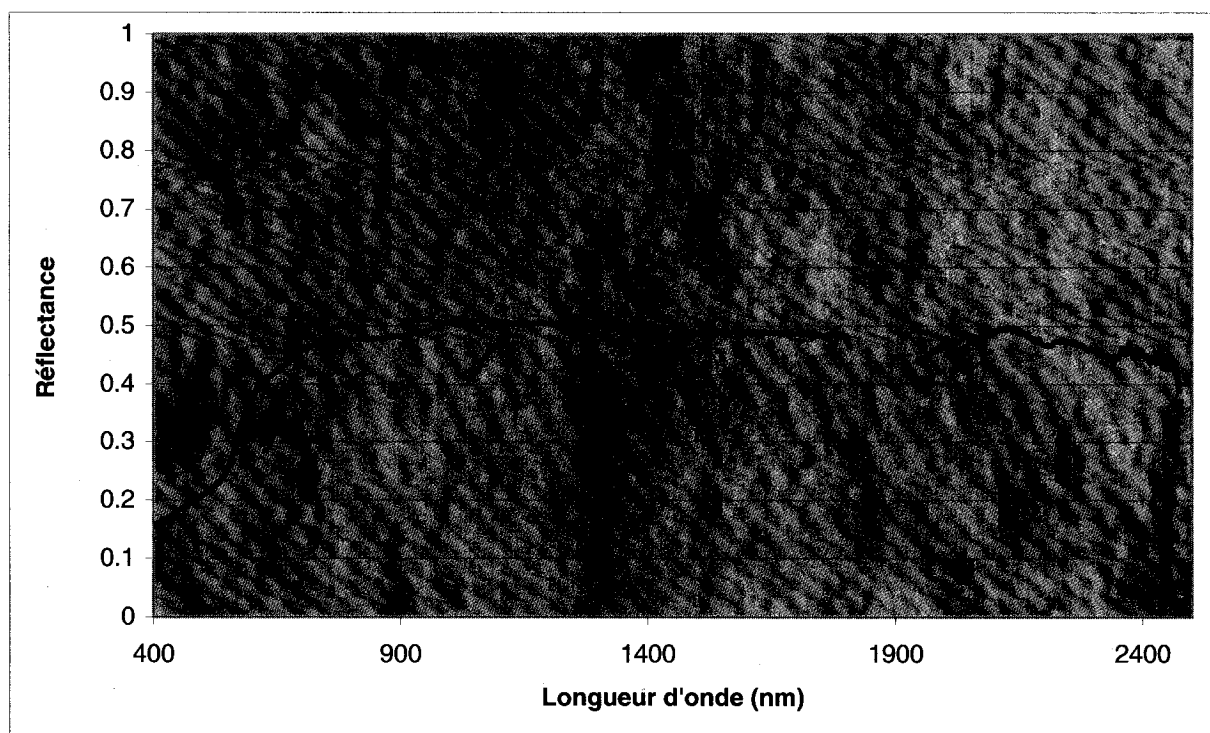


Figure 12. Exemple de signature spectrale (grès à l'affleurement non-oxydé) acquise avec le spectroradiomètre.

1020 nm) avec un angle de visée de 2.5°. Les paramètres atmosphériques ont été mesurés le 16 janvier 2002, soit à la date du passage du satellite au-dessus de la zone d'étude, entre 9 :45 et 12 :30. Une mesure était prise à chaque 5 minutes. L'appareil était positionné de façon à être directement orienté vers le soleil et un témoin lumineux indiquait que l'appareil était bien orienté. Ce dernier mesure la concentration en ozone, en vapeur d'eau, l'épaisseur optique ainsi que l'intensité du signal. Ces paramètres ont été utilisés dans un modèle de transfert radiatif qui

permet le calcul de tous les éléments nécessaires à la correction de l'image des effets atmosphériques.

A partir des données acquises avec le photomètre solaire, il nous a été possible d'extrapoler la valeur de l'épaisseur optique à 550 nm. La valeur obtenue de 0.06 a été utilisée dans le modèle de transfert radiatif 5S afin d'obtenir les paramètres nécessaires à la correction atmosphérique de l'image brute.

3.2.3 Données cartographiques

Les données cartographiques utilisées dans le cadre de cette étude proviennent d'une carte topographique de la zone d'étude au 1:50 000 (feuillet NH-29-XXIV-3c Tanant) et d'une carte d'érosion au 1:100 000. La carte topographique sera utilisée pour générer le MNT. La carte d'érosion a été créée conjointement par le Ministère de l'agriculture et de la réforme agraire et par la Direction des eaux et forêts et de la conservation des sols dans le cadre du projet Azilal, en 1986 (figure 13). Elle a été utilisée pour l'évaluation des résultats de la carte d'érosion obtenue par les AMC et la carte de dégradation des sols intensifiée obtenue par les AMC intégrant les données de dégradation *in situ* obtenues par les indices spectraux de sol (section 2.8.3). Le niveau de généralisation du document cartographique de référence est tout à fait différent des cartes dérivées dans le SIG et à partir de l'image satellite; la carte d'érosion est très généralisée alors que les autres produits cartographiques sont beaucoup plus précis d'un point de vue résolution spatiale (30 mètres). C'est pour cette raison qu'une fonction focale de la médiane a été appliquée à la carte de dégradation des sols obtenue à partir de l'image satellite (où les indices spectraux sont calculés pour chacun des pixels de l'image) afin de réduire l'effet de ce problème. L'application d'une telle fonction est nécessaire dans ce cas afin d'augmenter la

précision des données; le processus de généralisation peut être perçu comme un mécanisme de réduction des erreurs (Joao, 1998). Ce type de fonction se base sur les caractéristiques des pixels dans le voisinage d'un pixel « x ». Une fonction focale de la médiane permet de « lisser » les valeurs de la matrice en fonction de son voisinage (Chou, 1997). Pour ce travail une fonction focale de la médiane de forme circulaire d'un rayon de 18 pixels a été appliquée à la carte de dégradation des sols. Ce type de fonction a été utilisé car il permet d'obtenir un niveau de généralisation semblable à celui du document de référence, soit la carte d'érosion d'Azilal que nous retrouvons à la figure 13.

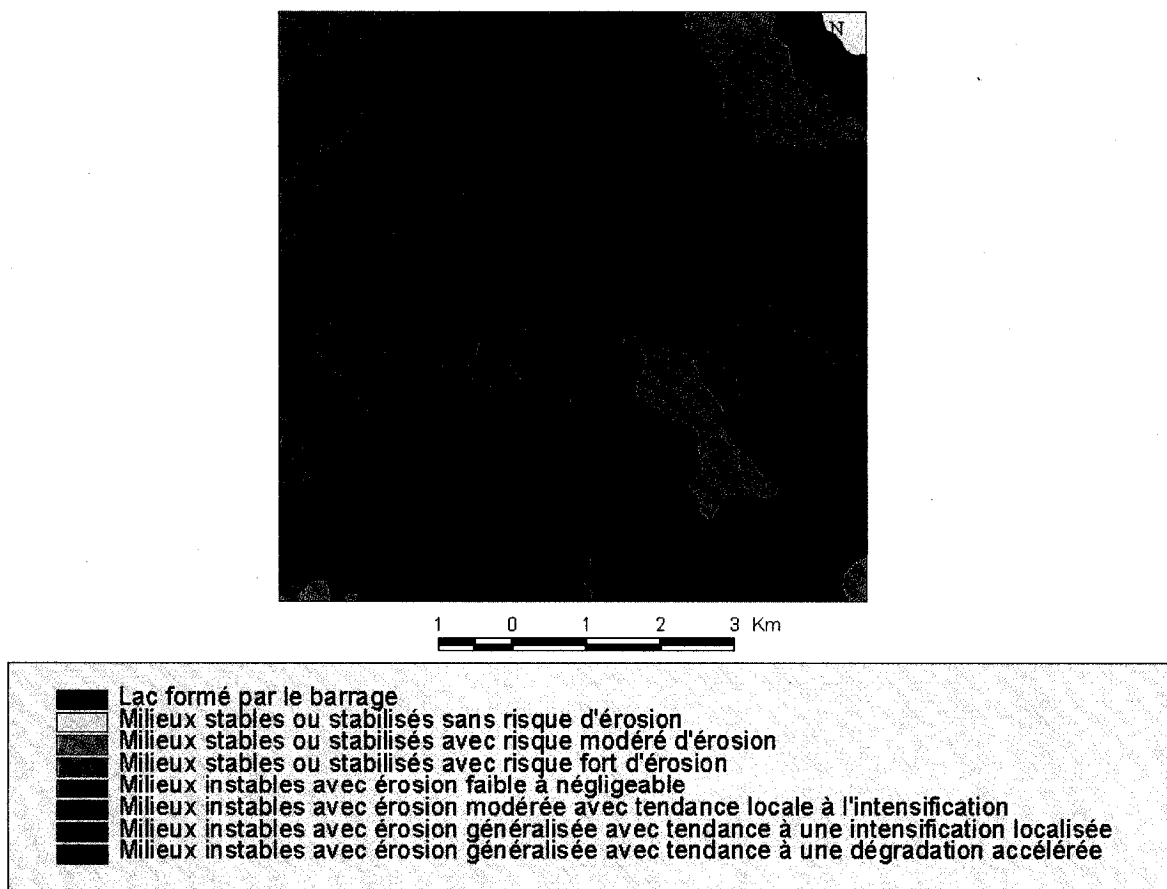


Figure 13. Carte d'érosion d'Azilal, 1986.

3.3 Génération d'un MNT

Dans le cadre de ce travail, un SIG a été utilisé afin de générer un MNT (figure 14) de la zone d'étude. Dans un premier temps, nous avons procédé à la numérisation des courbes de niveaux comprises dans la zone d'étude à partir du feuillet NH-29-XXIV-3c Tanant (échelle du 1:50 000). Des données cartographiques à la même échelle ont été utilisées dans le passé par divers auteurs et ont permis de générer des MNT avec des niveaux de précision acceptables.

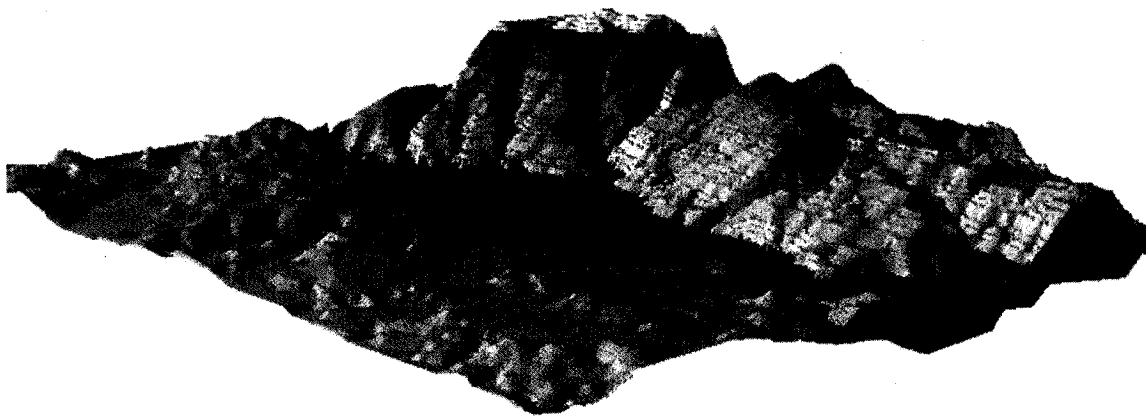


Figure 14. MNT de la zone d'étude.

De plus, plusieurs de ces travaux portaient sur la cartographie des risques d'érosion (Paracchini *et al.*, 1998; De Jong *et al.*, 1999; Millward and Mersey, 1999). Par conséquent, nous pouvons considérer que l'échelle à laquelle les données ont été acquises est appropriée pour l'étude en cours. Le MNT généré est utilisé en outre pour la création d'une ortho-image et pour la dérivation de données géomorphométriques du site d'étude.

3.3.1 Numérisation

La carte topographique numérisée pour générer le MNT a été produite avant la construction du barrage Ait Chwarit, lequel se situe au centre du site d'étude. En superposant les courbes de niveaux numérisées sur l'image multispectrale corrigée géométriquement, nous avons observé

que la courbe de 920 mètres suivait relativement bien les contours du lac. Par conséquent cette dernière a été utilisée afin de correspondre aux contours du lac. Les courbes de niveaux numérisées ont par la suite été utilisées pour générer un TIN (*Triangular Irregular Network*). En dernier lieu ce dernier a été transformé sous format matriciel d'une maille de 30 mètres.

La carte d'érosion du projet « Azilal » a été balayée pour ensuite être numérisée à l'écran. Par la suite, l'application de l'extension *Spatial Adjustment* de ArcGIS a permis, par une transformation affine, de transformer le système de référence papier au même système de référence que les autres données (UTM). Ce type de transformation prend en considération la translation, la rotation, le calcul de l'échelle et la réflexion et nécessite un minimum de trois points de contrôle (ESRI, 2001). Pour ce travail 14 points de contrôle (différents que ceux décrits à la section 3.4.2) ont été utilisés.

3.3.2 Évaluation de la précision du MNT

L'évaluation de la précision du MNT par l'erreur quadratique moyenne (EQM) et ses statistiques associées nécessite un second ensemble de données ponctuelles (x, y, z), indépendant du premier (FGDC, 1999). Ce dernier ensemble doit être le plus précis possible et la précision des informations doit normalement être supérieure à celle du premier ensemble de données (Gong *et al.*, 2000). Une carte topographique, des relevés GPS et des points cotés sont tous des exemples de données pouvant être utilisées pour le calcul de l'EQM. Un nombre minimal de 20 points est nécessaire si l'on désire que la précision des résultats de l'évaluation soit statistiquement significative (FGDC, 1999).

L'EQM a été calculée afin de déterminer la précision du MNT par rapport à la réalité. Cette dernière est obtenue par la relation suivante (FGDC, 1999) :

$$EQM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Z_{i,obs} - Z_{i,in})^2}{N}} \quad (17)$$

où $Z_{i,obs}$ et $Z_{i,in}$ représentent les points d'échantillons mesurés et interpolés, et N le nombre de points échantillonnés. Cette méthode d'évaluation de la précision altimétrique des MNT est décrite et recommandée par le FGDC (1999). Selon le NSSDA (*National Standard for Spatial Data Accuracy*), une distribution idéale des points de contrôle nécessite un minimum de 20 points, localisés dans les différents quadrants et distribués d'une façon régulière. Pour le calcul de l'EQM, 24 données d'élévation obtenues directement par leur lecture sur la carte topographique ont été comparées avec les valeurs interpolées à ces mêmes points sur le MNT. Les données d'élévation obtenues par leur lecture sur la carte présentent la faiblesse de ne pas avoir été obtenues à partir d'une carte topographique plus précise que celle utilisée pour la numérisation et de ne pas fournir un échantillonnage distribué d'une façon régulière. Le résultat du calcul de l'EQM, obtenu suite à l'application de l'équation 17, est de 12.7 mètres; ce résultat indique que la précision du MNT généré est acceptable selon le NSSDA.

En plus de l'EQM, Li (1988) recommande l'utilisation de la différence moyenne et l'écart type pour évaluer la précision des MNT:

$$\overline{\Delta Z} = \frac{\sum_{i=1}^N (|Z_{i, obs} - Z_{i, in}| - \overline{\Delta Z})^2}{N} \quad (18)$$

$$\rho = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (|Z_{i, obs} - Z_{i, in}| - \overline{\Delta Z})^2}{N}} \quad (19)$$

où les variables sont les mêmes qu'avec le calcul de l'EQM. La valeur obtenue pour la différence moyenne est 11 mètres et celle pour l'écart type est de 5.71 mètres. Considérant le niveau de généralisation de la carte d'érosion d'Azilal qui sera utilisée, cette erreur n'est pas significative.

Les erreurs les plus marquées se retrouvent en deux types d'endroits : le lit des cours d'eau et les sommets. La présence de ces erreurs plus importantes peut facilement s'expliquer. Au moment de la transformation des données analogiques en données numériques, il se peut que cette région ait été moins bien représentée à cause de la proximité des courbes de niveaux. Deuxièmement, lorsqu'un point de contrôle est situé entre deux courbes de niveaux de même valeur, ce dernier se voit attribuer la valeur d'altitude de ces dernières, ce qui n'est pas représentatif de la réalité, le fond d'une rivière et le sommet d'une montagne étant rarement plats.

3.4 Prétraitement des données

Le prétraitement des données satellitaires est un prérequis pour leur utilisation dans le cadre d'un travail d'application tel qu'il est le cas dans cette thèse. Les données images doivent subir une série de prétraitements de telle sorte que les valeurs de réflectance soient corrigées et que l'image soit géoréférencée. La rectification des comptes numériques de l'image a été réalisée par une

correction combinée des effets de l'atmosphère et de l'étalonnage radiométrique du capteur. L'utilisation d'un MNT d'une même maille (résolution) que les données satellitaires a permis de rectifier la géométrie de l'image. Une simple correction géométrique utilisant un polynôme de deuxième degré n'aurait pas été suffisante, cette méthode ne permettant pas de corriger l'effet de la topographie (figure 5 section 2.3.1).

3.4.1 Étalonnage radiométrique du capteur et corrections atmosphériques

La relation entre le compte numérique (CN) et la réflectance au sol est perturbée par les effets radiométriques; ces derniers peuvent être liés au capteur ou à la scène (Bannari *et al.*, 1999). Afin de pouvoir interpréter de façon quantitative des données satellitaires il est nécessaire de faire subir certaines transformations au CN brut via des opérations d'étalonnage. Ces transformations consistent en un étalonnage relatif, un étalonnage absolu, les corrections atmosphériques et la correction des effets topographiques.

Les données images utilisées proviennent d'un capteur muni de 16 détecteurs (ETM+). Par conséquent, il est nécessaire de procéder à l'uniformisation de ces derniers afin que les analyses subséquentes ne soient pas faussées. Cette opération se nomme l'étalonnage relatif et permet d'obtenir des comptes numériques corrigés de l'effet du dérayage du capteur. Cette étape permet d'uniformiser les détecteurs du capteur. Les coefficients d'égalesisation, permettant de corriger les effets de dérayage, peuvent être obtenus avant le vol ou une fois le satellite sur son orbite. Lors de l'achat de l'image satellite cette opération est déjà réalisée. Il est aussi nécessaire de transformer les valeurs des comptes numériques en valeurs de réflectance car les comptes numériques ne permettent pas d'extraire des paramètres biophysiques. L'étalonnage absolu rend possible le passage du compte numérique corrigé à la réflectance apparente au capteur. Les

coefficients d'étalonnage (le gain et l'offset) propres au capteur ont été fournis par la NASA lors de l'achat de l'image ETM+. L'équation suivante exprime la relation entre le CN corrigé (étalonnage relatif) et la luminance équivalente :

$$CN = A * L + B \quad (20)$$

où

A = gain

B = offset

L = luminance équivalente ($W \cdot m^{-2} \cdot Sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$)

Par contre, à cause de la présence de l'atmosphère, la luminance équivalente devient la luminance apparente :

$$CN^* = A * L^* + B \quad (21)$$

et où

$$L^* = G * CN^* + O \quad (22)$$

CN^* = CN apparent

L^* = luminance apparente

$G = 1/A$

$O = -B/A$

L'affichage des données nécessite que la luminance apparente soit transformée en valeur de réflectance apparente. L'équation permettant cette transformation introduit le facteur C. Ce dernier permet de tenir compte du fait que l'intensité de l'énergie solaire reçue à la surface de la terre varie en fonction de l'angle d'incidence du rayonnement.

$$\rho^* = \frac{L^* * \pi}{E_s * \mu_s} \quad (23)$$

$$C = \frac{\pi}{E_s * \mu_s} \quad (24)$$

où

ρ^* = réflectance apparente

L^* = luminance apparente

E_s = éclairement solaire ($\text{W/m}^2/\mu\text{m}$)

μ_s = cosinus de l'angle zénithal solaire

Il est alors possible d'introduire l'équation 22 dans l'équation 23 afin d'obtenir la relation finale permettant de procéder à l'étalonnage absolu du capteur :

$$\rho^* = C * G * CN^* + C * O \quad (25)$$

La correction des effets de l'atmosphère est aussi un mal nécessaire. Lorsque le rayonnement solaire pénètre l'atmosphère pour se rendre à la cible et qu'il est réfléchi vers le capteur, il y a perturbation du rayonnement. Les particules présentes dans l'atmosphère sont à l'origine des processus atmosphériques et donc responsables de ces perturbations. La diffusion et l'absorption sont les deux processus atmosphériques affectant le signal satellitaire. Le premier cause une atténuation du signal dans la direction d'éclairement et une augmentation dans les autres. Ce phénomène est dû à une interaction des photons avec les molécules (diffusion de Rayleigh) et les aérosols (diffusion de Mie). Alors que la diffusion de Rayleigh n'affecte que les longueurs d'onde supérieures à 550 nm, la diffusion de Mie intervient dans tout le spectre du rayonnement solaire. Contrairement à la diffusion atmosphérique, l'absorption n'affecte pas le contraste de l'image car elle apporte une atténuation du signal dans la direction de propagation. Tout comme la diffusion atmosphérique, les différentes longueurs d'onde ne sont pas toutes affectées au

même niveau par le processus d'absorption. Les longueurs d'onde supérieures à 700 nm sont en grande partie absorbées par la vapeur d'eau; les longueurs d'onde inférieures à 320 nm sont absorbées par l'ozone. Le gaz carbonique et l'oxygène vont aussi absorber certaines longueurs d'ondes (Deschamps *et al.*, 1981).

La connaissance des paramètres atmosphériques au moment de l'acquisition de l'image étant nécessaire pour la correction des effets de l'atmosphère, les données saisies avec le photomètre solaire ont permis de procéder à une telle opération. Ces données ont été introduites dans le modèle de transfert radiatif 5S (*Simulation of the Sensor Signal in the Solar Spectrum*). L'utilisation du modèle de transfert radiatif a permis de simuler les paramètres au moment de l'acquisition de l'image (géométrie d'acquisition et d'observation, sélection d'un modèle d'aérosols, etc). Cette simulation s'est faite selon une cible hétérogène en hiver, à mi-latitude.

La correction des effets de l'atmosphère permet donc de transformer les valeurs de réflectance apparente en valeurs de réflectance au sol. L'équation générale de ce procédé est la suivante (Tanré, 1982) :

$$\rho^* = \bar{t}_g(\rho_a + \rho_s + T(\theta_s)*T(\theta_v)) \quad (26)$$

Où

$\bar{t}_g$ = transmission gazeuse moyenne

ρ_a = réflectance intrinsèque à l'atmosphère

ρ_s = réflectance au sol

$T(\theta_s)$ = transmission atmosphérique totale descendante entre la cible et le capteur

$T(\theta_v)$ = transmission atmosphérique totale ascendante entre la cible et le capteur

Les composantes $T(\theta_s)$ et $T(\theta_v)$ peuvent être multipliées pour obtenir la transmission atmosphérique totale:

$$T = T(\theta_s) * T(\theta_v) \quad (27)$$

Il est alors possible de simplifier l'équation 26 :

$$\rho^* = \bar{t}g * \rho_a + \bar{t}g * \rho_s + T \quad (28)$$

Finalement de l'équation 28 il est possible d'isoler ρ_s et d'obtenir la réflectance au sol:

$$\rho_s = \frac{\rho^* - \bar{t}g * \rho_a}{\bar{t}g * T} \quad (29)$$

Dans ce travail de recherche, les paramètres d'étalonnage du capteur et ceux obtenus avec le modèle de transfert radiatif ont été utilisés conjointement afin de procéder à une correction combinée de l'image multispectrale, dans le but de transformer les valeurs de réflectance apparente au capteur en valeurs de réflectance au sol. Cette correction combinée s'est fait dans l'environnement de PCI Geomatics. Dans un premier temps posons :

$$A = \frac{1}{\bar{t}g * T} \quad (30)$$

$$B = \frac{-\rho_a}{T} \quad (31)$$

$$C = \frac{\pi}{E_s * \mu_s} \quad (32)$$

L'équation suivante correspond au calcul effectué afin d'obtenir une image étalonnée et corrigée des effets atmosphériques :

$$\rho_s = A * \rho^* + B \quad (33)$$

donc

$$\rho_s = A * C * G * CN^* + A * C * O + B \quad (34)$$

Dans le but de simplifier la dernière formule, nous pouvons introduire la constante 1 et la constante 2 :

$$Cst1 = A * C * G \quad (35)$$

$$Cst2 = A * C * O + B \quad (36)$$

afin d'obtenir l'équation permettant la correction combinée de l'étalonnage absolu du capteur et des effets de l'atmosphère:

$$\rho_s = Cst1 * CN^* + Cst2 \quad (37)$$

La connaissance de la réflectance au sol permet d'améliorer la précision des résultats car la radiométrie de l'image est maintenant rectifiée. C'est pour cette raison qu'une correction combinée de l'étalonnage du capteur et des effets atmosphériques a été réalisée pour l'image ETM+ de Landsat utilisée dans ce travail.

3.4.2 Corrections géométriques

L'application de corrections géométriques permet la transformation du système de coordonnées image à un système de coordonnées terrestre. L'intégration de données multisources dans un SIG nécessite que les données de télédétection soient géométriquement corrigées car les données brutes contiennent des distortions géométriques, empêchant la superposition avec des données cartographiques. Cette opération est d'autant plus nécessaire que la zone d'étude est une région montagneuse du Maroc et que la topographie affecte la géométrie de l'image, faisant en sorte que la distance entre deux pixels sur une même ligne de balayage n'est pas constante (section 2.3.1).

L'utilisation d'un modèle numérique de terrain (MNT) permet de corriger l'effet de la topographie sur la géométrie et la création d'une ortho-image. La création de cette dernière permettra d'intégrer les données satellitaires dans un système d'information géographique et ainsi de les utiliser conjointement avec des données géomorphométriques dérivées du MNT.

Un polynôme de second ordre a été utilisé afin de procéder aux corrections géométriques. Cette méthode permet de répartir les distortions géométriques de l'image et présente l'avantage d'être simple d'application. L'utilisation d'un polynôme de second ordre ne permet pas par contre de corriger le déplacement induit par le relief (Bannari *et al.*, 1995).

Nous avons utilisé 13 points de contrôle pour procéder aux corrections géométriques et topographiques (annexe 1). L'identification des points de contrôle s'est avérée être une tâche ardue car la zone d'étude contient peu de points identifiables sur l'image satellitaire et sur la carte topographique. Par conséquent les points de contrôle correspondent en majorité aux rives concaves et convexes des méandres présents sur le site et identifiables sur la carte topographique et sur l'image satellitaire.

L'erreur quadratique moyenne associée à la correction géométrique est de 0.981835 pixel, ce qui représente une valeur acceptable car elle est sous le seuil de 1 (ce seuil étant utilisé pour des régions où les points de contrôle sont facilement identifiables). La résolution spatiale de ETM+ étant de 30 mètres, l'erreur obtenue est de l'ordre de 29.46 mètres. Grâce à ce processus, les données dérivées de l'image satellite peuvent maintenant être intégrées à un SIG. Cette opération a été réalisée dans PCI Geomatics.

3.4.3. Corrections topographiques

La géométrie et la radiométrie de l'image sont affectées par la topographie (Itten and Meyer, 1993). Un relief accidenté entraîne la présence d'ombre dans une image satellitaire. La correction de l'effet d'ombrage est donc nécessaire car ce phénomène affecte la radiométrie de l'image.

Les distortions causées par la forme du relief ne sont pas éliminées lors d'opérations de géoréférencage basées sur les méthodes polynomiales entre image et carte topographique. Par conséquent, il est nécessaire de procéder à l'orthorectification de l'image (Burrough and McDonnell, 2000). Cette opération permet de corriger l'effet de l'ombre et le déplacement horizontal des pixels induit par le relief et l'angle de balayage (Haboudane, 1999). Pour ce faire, le MNT généré à partir de la carte topographique au 1:50 000 dans un SIG a été utilisé; la résolution du MNT doit être la même que celle de l'image satellitaire afin d'obtenir de bons résultats (Bannari *et al.*, 1995).

La figure 15 (bas) démontre l'impact des corrections combinées des effets de l'atmosphère et de l'étalonnage radiométrique du capteur en plus de l'effet des corrections topographiques sur les valeurs de réflectances moyennes de l'image dans chacune des bandes spectrales de ETM+. Cette même figure démontre aussi l'ortho-image générée dans le module Ortho-Engine de PCI Geomatics (figure 15 haut). Cette image présente l'avantage d'être géoréférencée et de tenir compte de la topographie. Une analyse visuelle permet aussi d'observer le relief de la zone d'étude, ce qui n'était pas aussi évident sur l'image brute et sur l'image corrigée des effets de l'atmosphère et de l'étalonnage radiométrique du capteur.

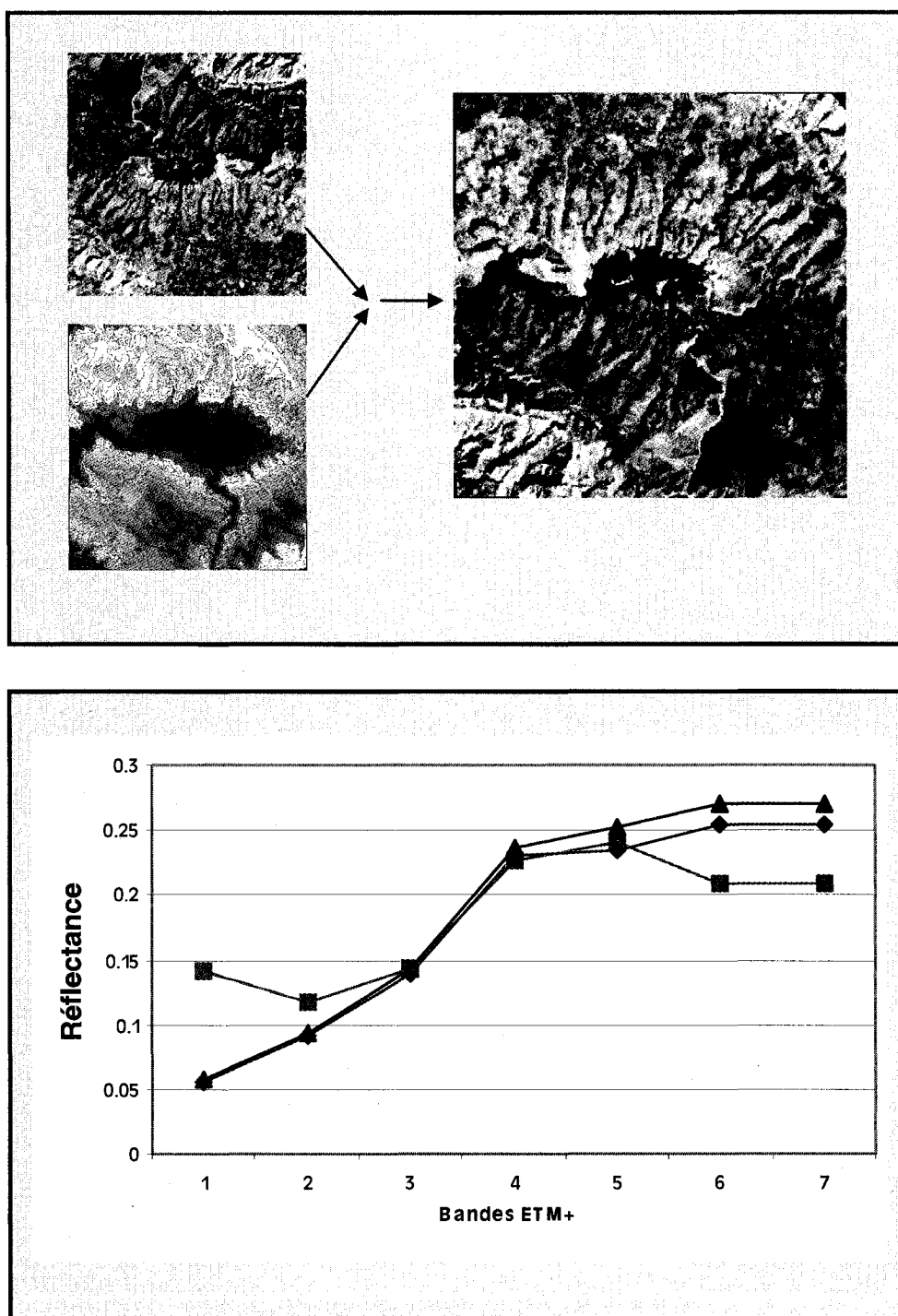


Figure 15. (Haut) Processus d'orthorectification basé sur l'utilisation d'un MNT. Le MNT et l'image ayant subi la correction combinée des effets de l'atmosphère et de l'étalonnage radiométrique du capteur (gauche) permettent d'obtenir une ortho-image où le compte numérique (CN) est totalement rectifié (droite). (Bas) Effet des différentes corrections sur le CN moyen dans chacune des bandes spectrales de l'image (image brute en rose, corrections atmosphériques et étalonnage du capteur en bleu, ortho-image en vert).

3.4.4 Mesures spectroradiométriques et analyse des spectres

Dans un premier temps il a été nécessaire de procéder au nettoyage des mesures spectroradiométriques car ces dernières présentaient des bandes d'absorption dans certaines régions du spectre électromagnétique. Ces bandes d'absorption causées par la vapeur d'eau se traduisent par la présence de bruit pour certaines longueurs d'ondes dans les courbes de réflectance des différents éléments mesurés au sol.

Selon Galvao *et al.* (2001), la transition des matériaux de surface à ceux de sous la surface est caractérisée par un contenu en matière organique décroissant. Cette transition est un indicateur de la perte des terres arables due à l'érosion. Dans le site d'étude, cela se traduit par une présence plus abondante de grès et de calcaire à la surface au détriment des sols argileux. Les relations entre la forme générale du spectre et la grosseur, la géométrie et la composition des particules exposées à la surface ont été étudiées par certains auteurs tel que Huete et Escadafal (1991) et Mustard (1993). Par exemple, une courbe de réflectance concave entre 500 et 1300 nm indique que nous avons un sol riche en carbone organique alors qu'une courbe convexe et/ou sigmoïdale dans cette même région du spectre indique un sol pauvre en carbone organique (Mustard, 1993). Le graphique de la figure 16 illustre ce concept. La courbe concave, en bleue, est celle d'un sol développé de texture fine avec une teneur élevée de matière organique. La courbe de réflectance convexe correspond à un sol non développé avec une faible teneur en matière organique. Cette dernière serait par exemple très similaire à la courbe de réflectance d'un échantillon de calcaire.

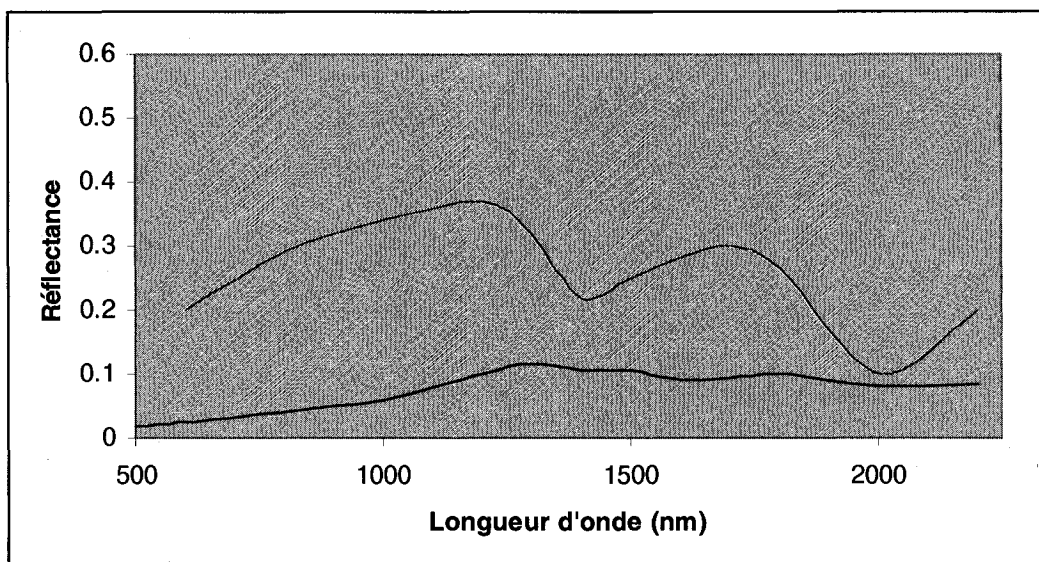


Figure 16. Concept de convexité et de concavité des courbes de réflectance des sols (selon Haboudane, 1999).

De plus, la présence et ou l'absence de certaines bandes d'absorption dans les courbes de réflectance permet de mieux caractériser les spectres obtenus à partir de mesures spectroradiométriques. Il y a par exemple une bande d'absorption par les minéraux argileux à 2200 nm (Haboudane, 1999; Asner and Lobell, 2000) et une autre par les carbonates à 2340 nm.

De la même manière qu'on peut analyser les spectres des sols et des roches, les signatures spectrales de la végétation peuvent elles aussi être analysées (figure 17). De manière générale, l'absorption dans la région du visible est causée par la présence de pigments tel que la chlorophylle. Dans les régions du rayonnement électromagnétique de longueurs d'onde supérieures à 1400 nm, nous avons cette fois de l'absorption causée par la présence d'eau à l'intérieur de la plante.

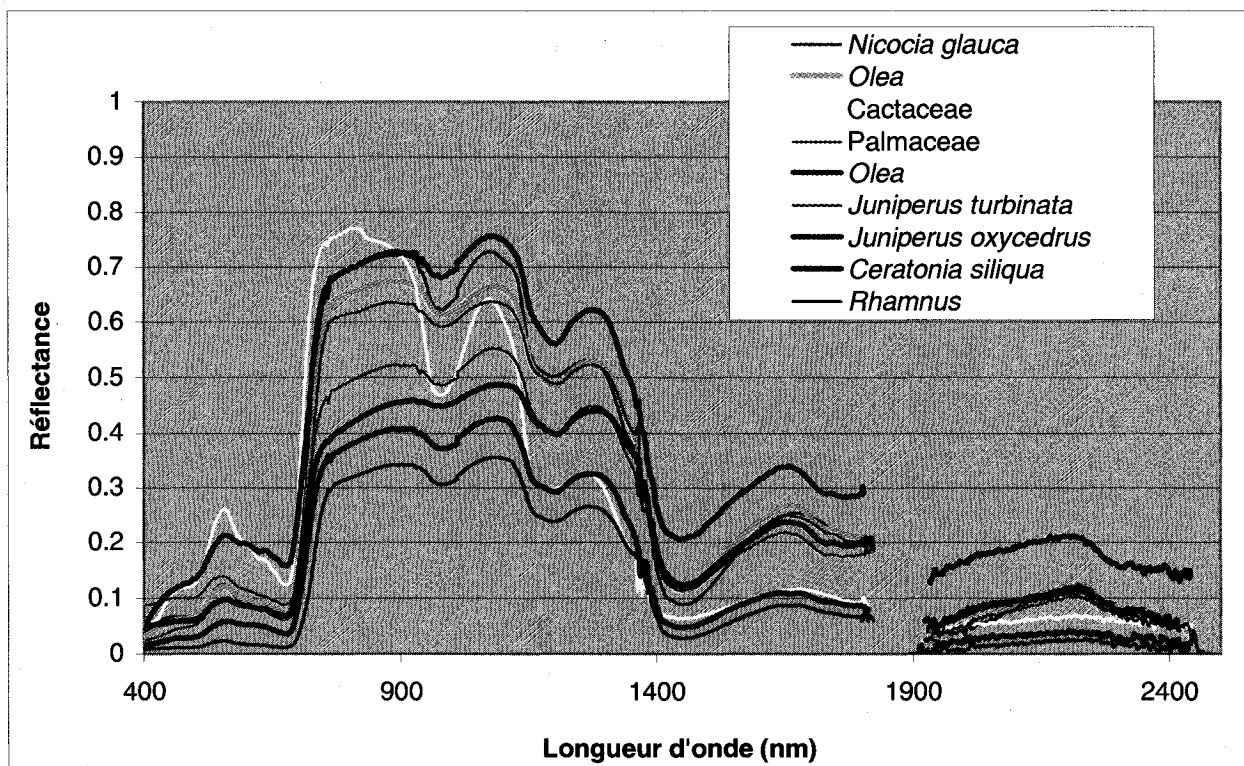


Figure 17. Mesures spectroradiométriques de la végétation dans la zone d'étude.

L'identification des causes expliquant les différences entre les courbes de réflectance des échantillons de végétation n'est pas un élément important de ce travail et par conséquent ne sera pas abordée. Cette étude ne porte pas sur la cartographie des différentes espèces végétales mais plutôt sur la cartographie de la présence de végétation. Par contre il est très important d'identifier ce qui différencie de manière générale la signature spectrale d'un sol/roche de la signature spectrale de végétation. Typiquement, la signature spectrale de végétation présente une augmentation de la réflectance dans le vert et une diminution dans le rouge et est suivie par un maximum de la valeur de réflectance dans le PIR.

L'analyse des spectres permet de dégager une importante quantité d'information. De manière générale, plus le sol est dégradé plus la pente de sa courbe spectrale est grande et plus son allure générale devient moins aplatie et plus convexe (Asner and Lobell, 2000). Les observations qui ont été faites dans la présente section seront utiles lors du calcul des indices spectraux. Elles permettront d'établir des niveaux de dégradation des sols et de les associer à certains échantillons.

3.5 Indices spectraux

L'utilisation d'indices spectraux permet de caractériser l'état de dégradation des sols. L'indice de coloration (IC) (équation 5) et l'indice de forme (IF) (équation 4) utilisant le visible, ont été calculés dans un premier temps (section 2.8.3). Dans une seconde étape, nous avons calculé ces deux indices en utilisant le SWIR (*ShortWave InfraRed*) afin d'évaluer l'apport de celui-ci pour la discrimination des niveaux de dégradation des sols. Au total, trois IC (3;1, 4;1 et 5;1) et trois IF (3;2;1, 5;4;1 et 7;4;1) ont été calculés à partir des données images. Ces différents indices ont tout d'abord été calculés à partir des mesures spectroradiométriques des échantillons. Par la suite, connaissant *a priori* les caractéristiques des sols à différents niveaux de dégradation à partir des données spectroradiométriques et du travail de terrain, des signatures spectrales de différents sols à différents niveaux de dégradation ont été extraites de l'image satellitaire afin d'évaluer le pouvoir discriminatoire de IC et IF. Suite au calcul des indices spectraux utilisant seulement le visible et à celui intégrant l'infrarouge à partir de ces pixels, ces mêmes indices ont été calculés à partir de l'image en son entier. Ces deux indicateurs de dégradation ainsi que le MSAVI(2) (équation 7 de la section 2.8.5) (Qi *et al.*, 1994) ont été calculés dans l'environnement du système de traitement d'image PCI Geomatics. C'est par l'entremise de ce

dernier qu'a également été obtenue la classification ISODATA, permettant de générer une carte du niveau de dégradation des sols avec 7 classes de sol (section 2.8.3).

Les résultats du calcul du MSAVI(2) ont dans un premier temps été normalisés afin que ces derniers se situent dans l'intervalle 0 à 1 (section 2.9.1). Par la suite l'échelle a été inversée afin que les régions où il y a le moins de végétation aient une valeur plus élevée car ces dernières représentent des zones plus susceptibles de subir l'érosion hydrique.

3.6 Dérivation des données géomorphométriques

A partir de la matrice d'élévation, soit le MNT, les cartes des pentes et des orientations ont été dérivées et l'indice d'énergie d'eau (IEE) calculé. Les cartes des pentes et des orientations ont été dérivées à partir du module *Spatial Analyst* de ESRI. La carte des pentes indique les endroits où les versants sont les plus abrupts; elle met en lumière les endroits où les risques d'érosion sont potentiellement plus élevés. Dans la zone d'étude, les pentes les plus élevées se situent du côté sud du lac, à proximité de ce dernier, et le long des cours d'eau. La carte des orientations permet de visualiser le relief et est incorporée dans le modèle d'érosion de manière à tenir compte de l'impact des radiations solaires qui varient en fonction de l'orientation des versants. Pour ce faire, la carte des orientations a été manipulée. Les orientations ont été divisées en deux sections de 180°, de façon à ce qu'en partant du nord (0°) et se dirigeant vers le sud dans le sens des aiguilles d'une montre (180°) nous avons la première section; la seconde section consiste du sud vers le nord en continuant dans le sens des aiguilles d'une montre. La carte des orientations a été manipulée afin que la valeur maximale se situe au sud (180°) et la valeur minimale au nord. Ainsi partant du sud et se dirigeant vers le nord, en passant par l'est et/ou par l'ouest, nous avons un continuum de 180° à 0°. Les valeurs ont par la suite été normalisées afin de se situer dans

l'intervalle 1 à 0. Utilisant cette carte des orientations, notre modèle d'érosion tient maintenant compte du fait que dans cette région les versants sud reçoivent un éclairage solaire plus intense.

Pour sa part, l'IEE a été obtenu grâce à l'extension TOPOCROP (Schmidt, 2002). Les valeurs les plus élevées sont représentatives de façon générale des abords du lac et des cours d'eau ainsi que des endroits avec une topographie plus accidentée. Les endroits avec des valeurs d'IEE plus élevées peuvent être considérés comme présentant un potentiel d'érosion supérieur. Cette extension a aussi permis de dériver le facteur longueur de pente de l'équation universelle de perte de sol (section 2.7.1.1).

3.7 Analyses multicritères

Les analyses multicritères ont été réalisées dans ArcGIS de ESRI mais le logiciel IDRISI a aussi été utilisé, ce dernier possédant certaines fonctions non disponibles dans ArcGIS. Cette section porte sur les différents éléments relatifs à l'exécution des AMC.

3.7.1 Poids des variables

Pour ce travail la méthode par combinaison de pesée linéaire a été préférée à l'approche booléenne, ce qui signifie qu'un poids a été attribué à chacune des variables selon son importance dans le processus d'érosion. L'exemple que l'on retrouve à la section 2.9.2 (tableau 4) justifie l'utilisation de la méthode de la comparaison par paires pour ce travail. Le module WEIGHT du logiciel IDRISI, lequel se base sur la méthode de comparaison par paires de Saaty (1977), a été utilisé pour déterminer les poids de chacune des variables. Une plus grande importance a été attribuée au MSAVI(2) et l'IEE. Ce dernier mesure le potentiel érosif du ruissellement et est donc en soit un indicateur des zones susceptibles de subir l'érosion hydrique (Moore *et al.*, 1993). La végétation est un élément très important dans les études d'érosion car

elle exerce un contrôle sur l'évapotranspiration, l'infiltration, l'écoulement, l'érosion des sols et à long terme sur le contenu en matière organique des sols (Drake *et al.*, 1999). Pour cette raison le MSAVI(2) s'est lui aussi vu accorder une plus grande importance. Afin de ne pas accorder une trop grande importance à la topographie comme le fait l'USLE (Roose *et al.*, 1993), le facteur longueur de pente s'est vu attribué un poids relativement inférieur au MSAVI(2) et à l'IEE. Bien que les orientations ont une certaine importance, ce facteur n'est réellement pas aussi important que les autres dans ce modèle. Pour cette raison son poids sera moindre.

	MSAVI(2)	IEE	LONG.PENTE	ORIENTATIONS
MSAVI(2)	1			
IEE	1	1		
LONG. PENTE	1/3	1	1	
ORIENTATIONS	1/5	1/5	1/5	1
POIDS	0.4099	0.2981	0.2323	0.0596

Tableau 6. Matrice de comparaison et poids attribué à chacune des variables pour l'AMC 1.

La matrice de comparaison se retrouve au tableau 6. A partir de cette matrice, le module WEIGHT a déterminé le poids devant être accordé à chacune des variables. Le rapport de cohérence calculé par ce même module est de 0.06, ce qui est considéré acceptable.

Le processus a été repris une seconde fois afin de déterminer le poids à accorder pour une seconde AMC, intégrant cette fois la carte de dégradation des sols. Les relations entre les critères, tel qu'indiquées à la figure précédente, ont été conservées. La carte de dégradation des sols se voit attribuer un poids important car cette carte identifie les zones déjà dégradées. De

plus le fait d'accorder une plus grande importance à ce paramètre permet de réduire celle des paramètres reliés à la topographie. Seule la variable dégradation des sols a été ajoutée à la matrice (tableau 7). Le rapport de cohérence demeure le même à 0.06, ce qui est acceptable.

	MSAVI(2)	IEE	LONG.PENTE	ORIENTATIONS	DÉGRADATION
MSAVI(2)	1				
IEE	1	1			
LONG. PENTE	1/3	1	1		
ORIENTATIONS	1/5	1/5	1/5	1	
DÉGRADATION	3	5	5	7	1
POIDS	0.1989	0.1419	0.1168	0.0382	0.5042

Tableau 7. Matrice de comparaison et poids attribué à chacune des variables pour l'AMC 2.

Les variables ont dans un premier temps été normalisées (selon les équations 9 et 10 de la section 2.9.1). Par la suite, les poids des tableaux 6 et 7 ont été utilisés afin de procéder aux AMC (équation 8 de la section 2.9).

3.7.2 Comparaison entre cartes

Le logiciel IDRISI est doté de modules spécialement conçus pour la comparaison entre cartes : le module CROSSTAB et le module ERRMAT. Ces derniers permettent de comparer les classes de deux cartes et de statistiquement évaluer leur niveau de correspondance à l'aide du coefficient de Kappa (équation 12, section 2.10.2.).

Les zones ombragées sur la carte de dégradation des sols dérivée de l'image satellitaire ont été masquées de façon à ce que chacune des classes de cette carte corresponde à une classe du

document de référence. Afin de pouvoir comparer deux documents, il est nécessaire que ces derniers présentent le même nombre de classes et que ces dernières correspondent. De la même façon un second masque, obtenu par reclassification de la carte d'érosion d'Azilal, a été appliqué à la carte de dégradation des sols et aux résultats des AMC afin d'éviter la confusion qu'il pourrait y avoir due à l'étendue du lac sur le document de référence qui n'est pas la même que sur les cartes dérivées de la carte topographique et de l'image satellite. Ne pas masquer cette zone aurait pour conséquence l'obtention de résultats erronés.

Le même processus a été répété afin de comparer les résultats des AMC avec le document de référence, soit la carte d'érosion. Nous avons aussi procédé à une comparaison entre la carte de végétation et la carte de dégradation des sols et une autre comparant la carte de dégradation des sols et les résultats de la première AMC.

3.8 Conclusions

Nous avons défini dans ce chapitre les données utilisées pour la réalisation de ce travail ainsi que la méthodologie suivie pour dériver à partir de ces dernières les paramètres nécessaires à la modélisation des risques d'érosion. Les données de télédétection ont subi des prétraitements afin de corriger les valeurs de réflectance et de pouvoir les intégrer par la suite dans un SIG. Les données cartographiques ont été numérisées, permettant de générer un MNT. La précision de ce dernier a, dans un premier temps, été évaluée; le résultat s'étant avéré satisfaisant, nous avons poursuivi avec la dérivation des cartes de pente, d'orientation, de longueur de pente et le calcul de l'IEE. Le chapitre 4 est consacré aux résultats. Dans un premier temps, nous verrons brièvement les résultats de chacun des paramètres géomorphométriques (longueur de pente,

orientation, IEE) et le MSAVI(2) pour ensuite porter une attention particulière aux indices de forme et de coloration. Les résultats des AMC seront finalement dévoilés en dernier lieu.

Chapitre 4 : Analyse des résultats

4.1 Introduction

Dans ce chapitre, les résultats de la recherche seront présentés. Dans un premier temps, l'analyse portera sur les résultats des paramètres géomorphométriques, pour ensuite accorder une plus grande attention aux indices spectraux de dégradation des sols. Finalement les résultats des analyses multicritères seront discutés ainsi que les résultats des différentes comparaisons entre cartes.

4.2 Dérivation des paramètres géomorphométriques

Les cartes normalisées des longueurs de pente, des orientations et de l'indice d'énergie d'eau (IEE) se retrouvent à la figure 18. Les valeurs de chacune des variables se situent dans l'intervalle 0 à 1, où la valeur de 1 indique que le facteur contribue davantage aux risques d'érosion (section 2.9.1). On remarque, à partir de la carte de l'IEE et des longueurs de pente, que la topographie du site d'étude rend plus susceptible au processus d'érosion hydrique la zone située au sud du lac formé par le barrage.

4.3 Indice de végétation

Nous retrouvons à la figure 19 la carte de la présence de végétation obtenue par le MSAVI(2) (équation 7 de la section 2.8.5). Tel qu'expliqué à la section 3.5, les régions avec une valeur plus élevée correspondent aux endroits où le sol est le plus dénudé. On remarque qu'à proximité du lac, la végétation est beaucoup moins dense à certains endroits et couvre de moins grandes régions, ce qui est problématique car la végétation retient le sol et devient une barrière naturelle contre l'envasement du barrage. Par exemple directement à l'ouest du lac, on remarque une zone où la valeur est plus élevée. De plus nous remarquons que le côté nord du lac est généralement plus déboisé que le côté sud. Cela s'explique par la topographie de la région; l'élévation du côté

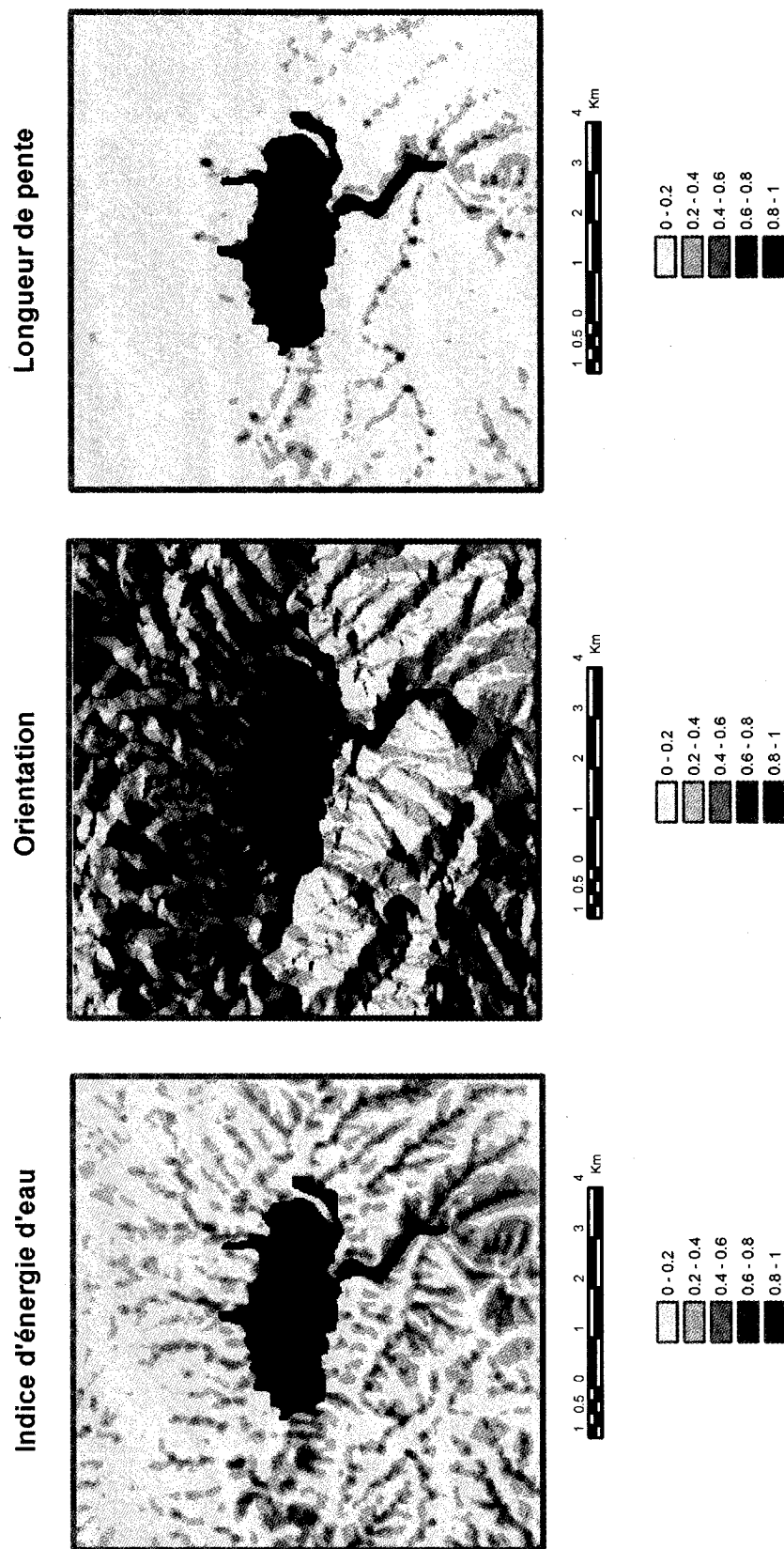


Figure 18. Paramètres géomorphométriques utilisés dans le modèle d'érosion. Les valeurs plus élevées correspondent à une plus grande contribution au processus d'érosion hydrique.

sud du lac est de beaucoup supérieure au côté nord. L'accès au côté sud est donc relativement limité et par conséquent les populations locales ne peuvent pas déboiser autant que sur le côté nord du lac.

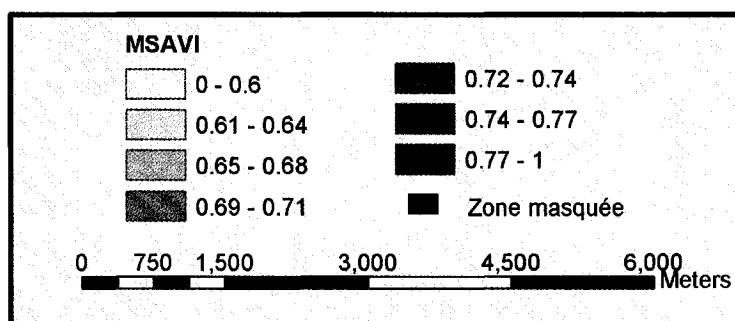
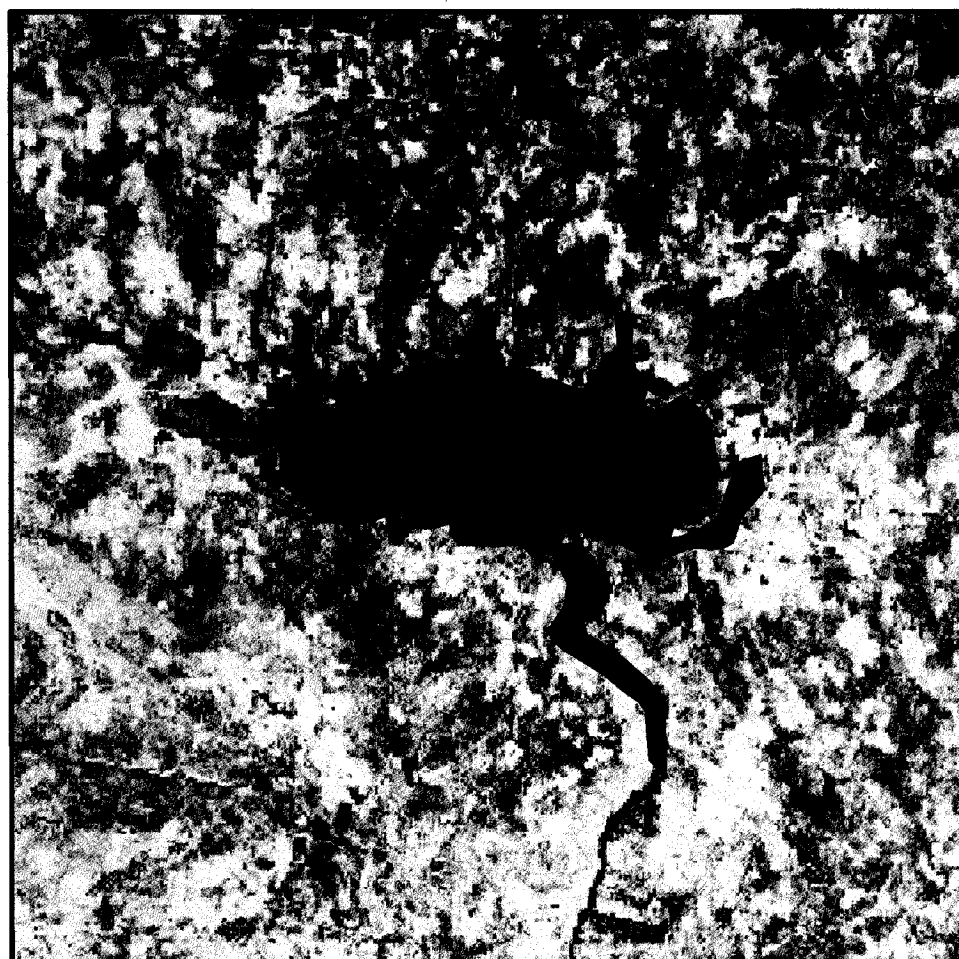
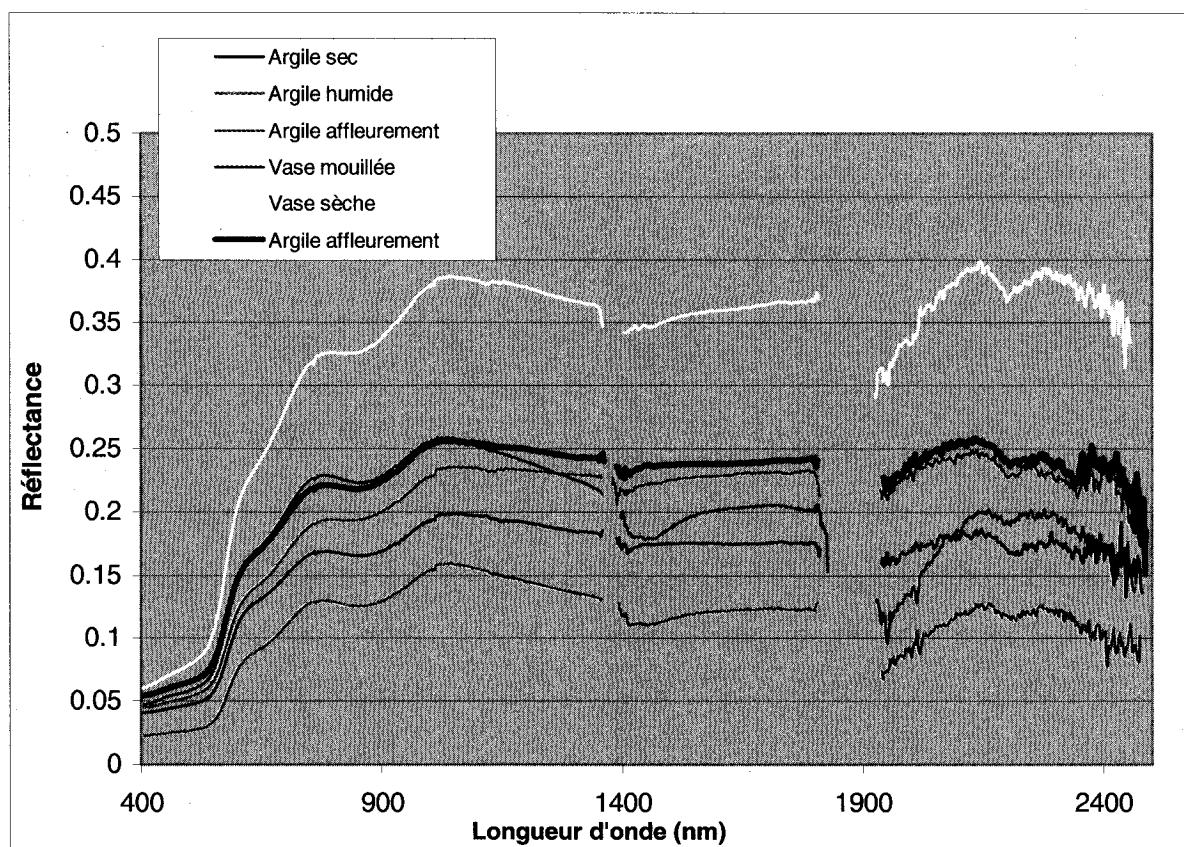


Figure 19. Présence de végétation dans la zone d'étude. L'échelle du MSAVI(2) a été inversée de façon à ce que les valeurs plus élevées correspondent aux zones avec le moins de végétation et donc aux endroits les plus propices de subir l'érosion hydrique.

4.4 Indices spectraux

Les différents indices de la forme (IF) (équation 4) et de la coloration (IC) (équation 5) ont tout d'abord été calculés à partir des données spectroradiométriques (sections 3.2.2.1 et 3.4.4). Tel que mentionné, des mesures spectroradiométriques ont été prises des sols et des roches présents dans le site d'étude, lesquels peuvent être divisés en trois groupes : les argiles (vase et argiles), les grès et le calcaire. L'analyse des mesures spectroradiométriques de ces différents éléments est révélatrice du niveau de dégradation des sols dans le site d'étude (section 3.4.4).



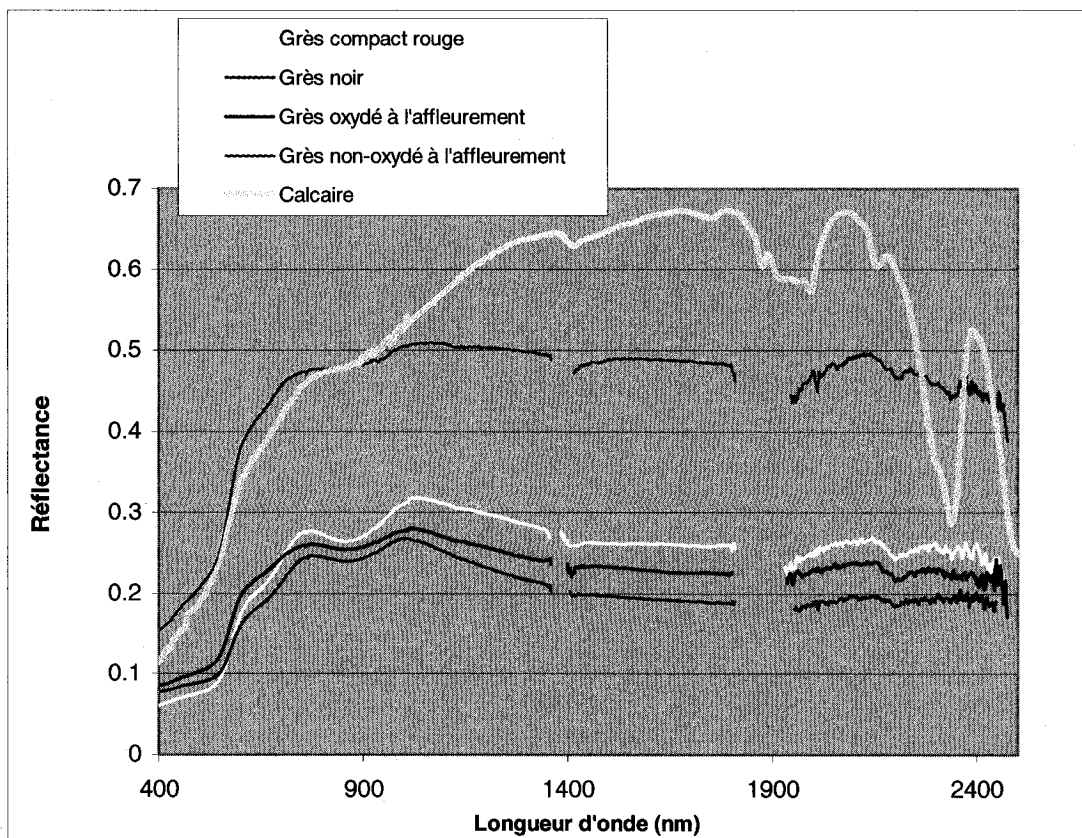


Figure 20. Mesures spectroradiométriques des argiles et vases (haut) et des grès et du calcaire (bas).

De manière générale, les courbes de réflectance des argiles (figure 20 haut) sont caractérisées par des valeurs de réflectance plus faibles (maximum d'environ 0.25) mise à part l'échantillon de vase sèche. Ce phénomène s'explique par le fait que les signatures spectrales des sols sont affectées par le taux d'humidité; l'échantillon de vase sèche présente par conséquent des valeurs de réflectance plus élevées que les échantillons avec un taux d'humidité plus élevé. La brillance est la principale source de différence spectrale. Un autre élément caractéristique des échantillons d'argile est la présence d'une bande d'absorption par les minéraux argileux à 2200 nm (Haboudane, 1999; Asner and Lobell, 2000).

Les échantillons de grès et de calcaire (figure 20 bas) mesurés sur le site d'étude correspondent à la roche mère de la région. Les grès se retrouvent plus au fond de la dépression de Guettioua alors que le calcaire se retrouve surtout le long de la crête qui délimite cette dernière (barres de calcaire). Les grès présentent de façon générale une courbe semblable aux argiles mais avec un niveau de réflectance plus élevé. Le calcaire a une signature spectrale qui se distingue très bien des grès et des argiles. Tout d'abord il présente un niveau de réflectance beaucoup plus élevé, entre environ 900 nm et 2300 nm. De plus, la signature spectrale du calcaire est marquée par une forte bande d'absorption aux environs de 2340 nm causée par les carbonates.

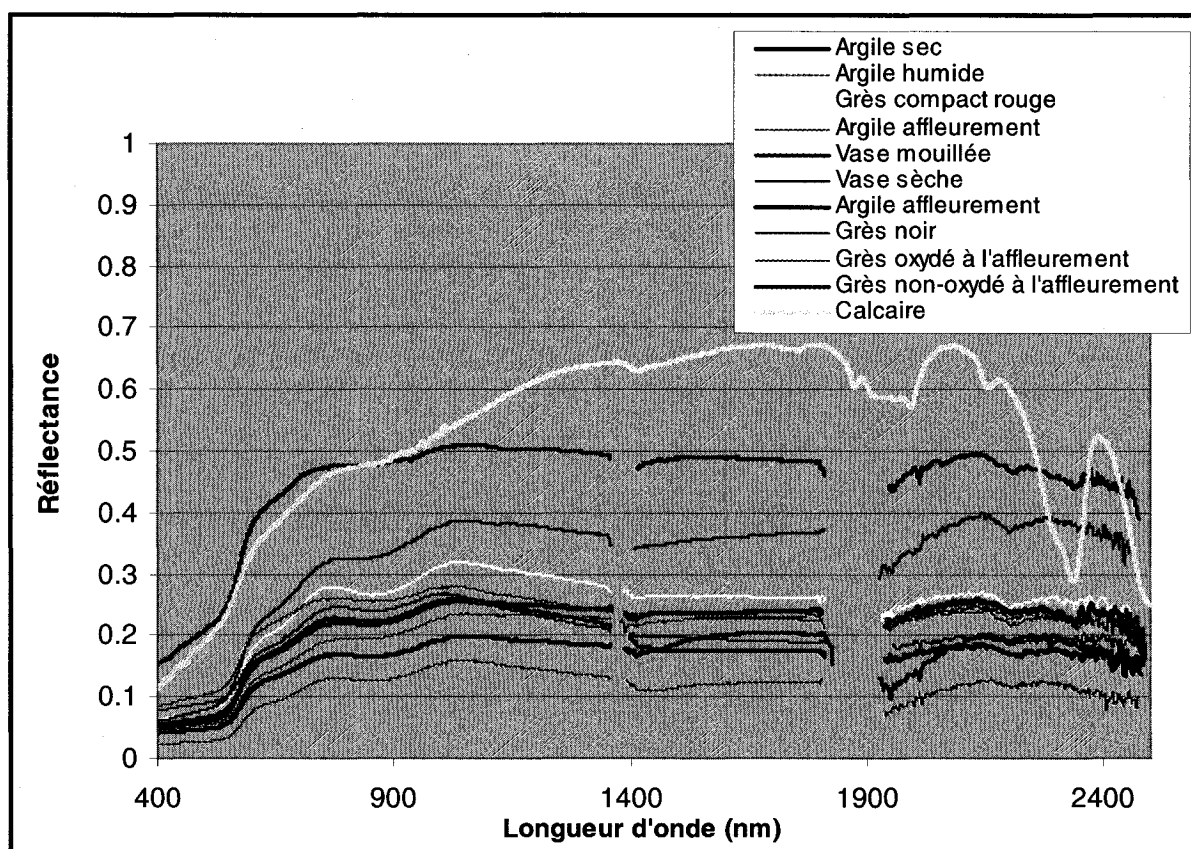


Figure 21. Courbes de réflectance, acquises avec le spectroradiomètre, des divers matériaux présents dans la zone d'étude.

La figure 21 regroupe l'ensemble des mesures spectroradiométriques des sols et roches mesurées lors de la mission de terrain. Les courbes de réflectance dans la région de 500 à 1300 nm sont convexes et sigmoïdales, ce qui indique des sols pauvres en carbone organique, donc des sols dégradés qui ne peuvent pas supporter une grande biomasse. De manière générale, les mesures spectroradiométriques indiquent un niveau de dégradation relativement élevé dans la zone d'étude.

Connaissant les caractéristiques des échantillons (à partir des mesures spectroradiométriques) et leur distribution dans la zone d'étude, il est possible de caractériser leur niveau de dégradation. Ainsi les calcaires sont associés à un niveau de dégradation élevé, les grès à un niveau moyen (à relativement élevé) et les argiles à un niveau plus faible. Par exemple nous retrouvons à la figure 22 une zone caractérisée par la présence de grès exposé à la surface. Le niveau de dégradation est de moyen à relativement élevé; dans la zone d'étude (comme dans la majorité des environnements semi-arides), les niveaux de dégradation plus avancés sont associés à la présence de roche mère à la surface. La présence de l'euphorbe indique aussi l'atteinte d'un niveau de dégradation relativement élevé; cette espèce végétale, envahissante, colonise les zones où le sol est peu ou non développé (FAO, 1956)

Les indices spectraux de sol ont dans un premier temps été calculés à partir des mesures spectroradiométriques. Une fois les résultats affichés dans un espace spectral défini par IC et IF, il est possible d'évaluer le pouvoir discriminatoire de ces indices (figure 23). Le tableau 8 résume

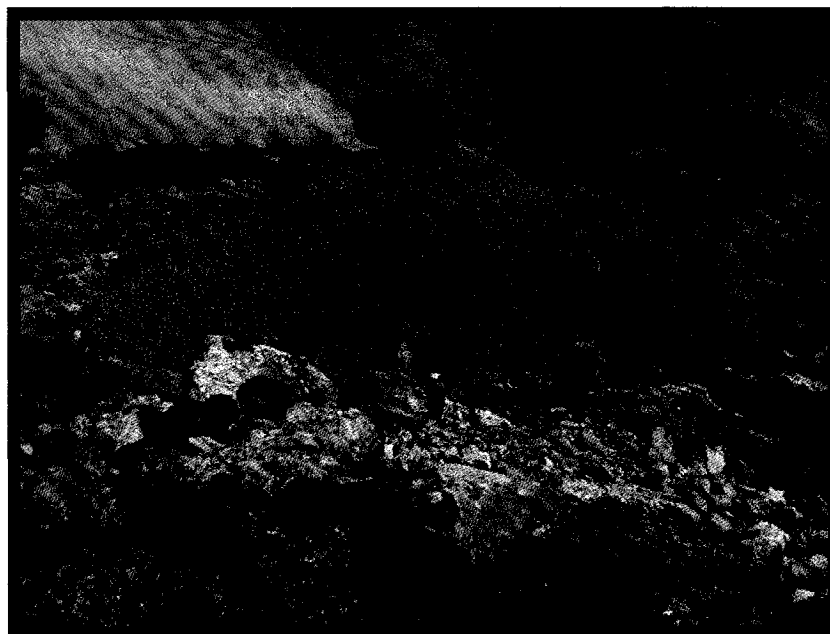


Figure 22. La présence de grès exposé à la surface indique un niveau de dégradation moyen à relativement élevé. La présence de l'euphorbe confirme cette observation.

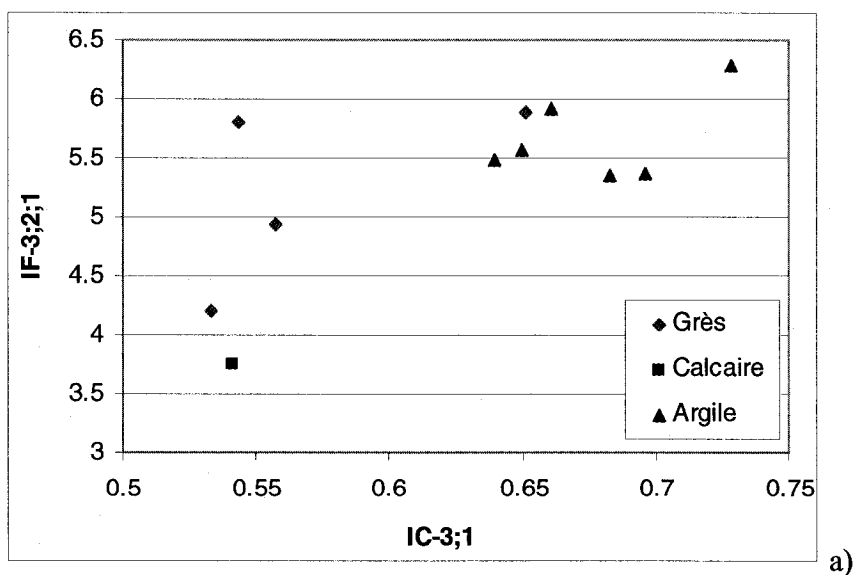
les observations dégagées à partir de l'analyse des résultats des indices spectraux calculés à partir de la région visible du spectre et calculés en intégrant l'infrarouge dans leur formalisme.

Espace spectral	Caractérisation des états de dégradation	Valeurs IC et IF
IC-3;2;1 vs. IF-3;1	Mauvaise	IC et IF ont des valeurs plus faibles pour les états de dégradation plus avancés.
IC-5;4;1 vs. IF-5;1	Bonne	IC et IF ont des valeurs plus élevées pour les états de dégradation plus avancés.
IC-7;4;1 vs. IF-4;1	Moyenne	IC plutôt faible et IF élevé pour les états de dégradation plus avancés.

Tableau 8. Résumé des résultats des indices spectraux calculés à partir des mesures spectroradiométriques.

Ainsi nous pouvons observer que la seule utilisation de la région visible du spectre ne permet pas d'aussi bien distinguer les différents niveaux de dégradation des sols, ce qui est confirmé par la

littérature (Haboudane, 1999). Dans l'espace spectral IC-3;1 vs. IF 3;2;1 (ex. IF-3;2;1 est l'indice de forme calculé selon l'équation 4 à partir des bandes ETM+ 3, 2, 1) que l'on retrouve à la figure 23 a) les différents niveaux de dégradation sont difficilement identifiables. En réalité seuls deux niveaux sont identifiés. Par contre, l'intégration de l'infrarouge dans le formalisme des indices se traduit par une amélioration des résultats tel que nous le remarquons avec les graphiques de la figure 23 b et c. Les meilleurs résultats sont obtenus dans l'espace spectral IC-5;1 vs. IF-5;4;1 (figure 23 b)) où les trois niveaux de dégradation sont clairement identifiables. La caractérisation du niveau de dégradation est d'avantage en relation avec la valeur de l'indice de forme. Plus la valeur de l'indice de forme est élevée, plus le niveau de dégradation est avancé. Prenons l'exemple du calcaire (carré bleu). Suivant cette logique, l'échantillon de calcaire se doit d'avoir la valeur de IF la plus élevée car la présence de roche mère à la surface est associée à un niveau de dégradation élevé et cela signifie généralement que le sol à la surface a été érodé. En ce sens nos résultats sont concluants car ce dernier a la valeur de IF la plus élevée.



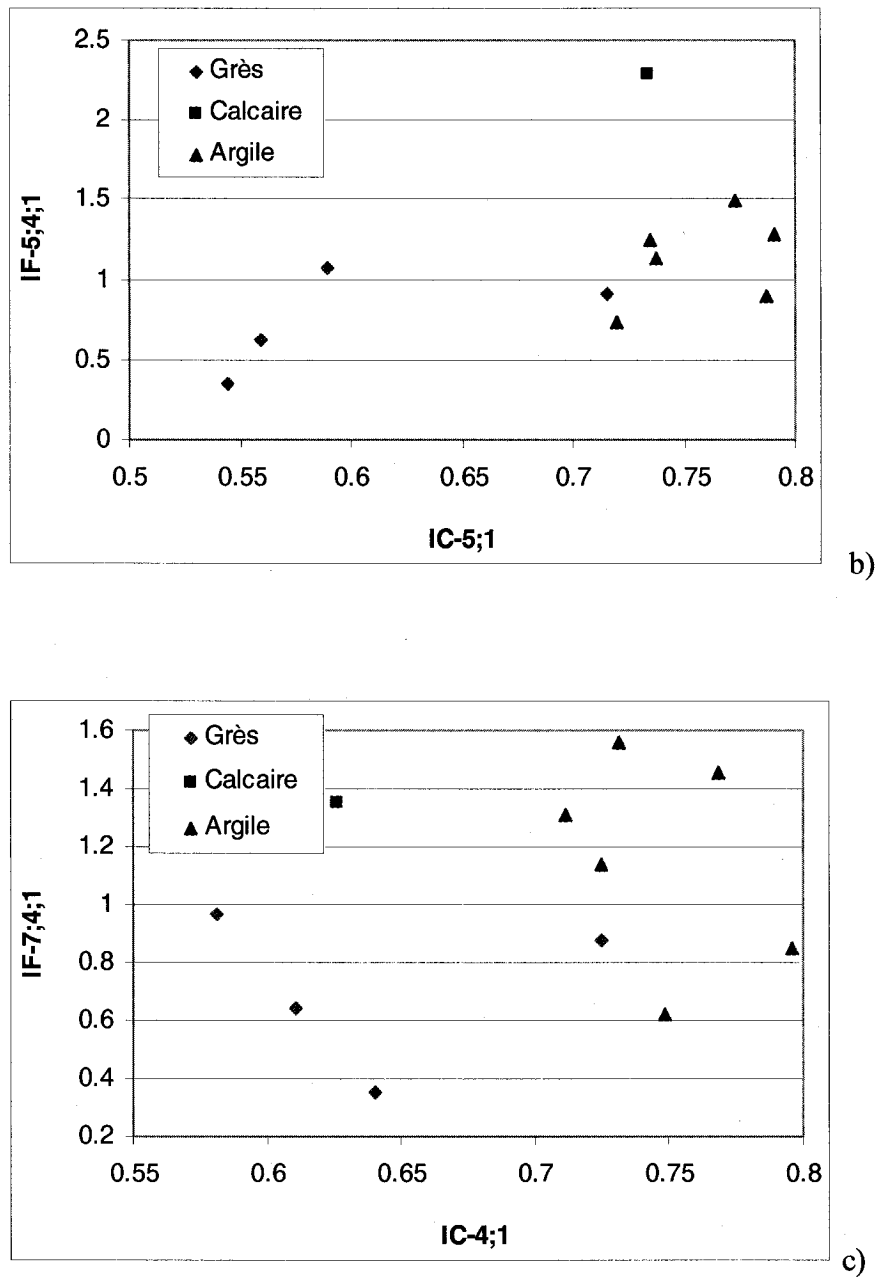


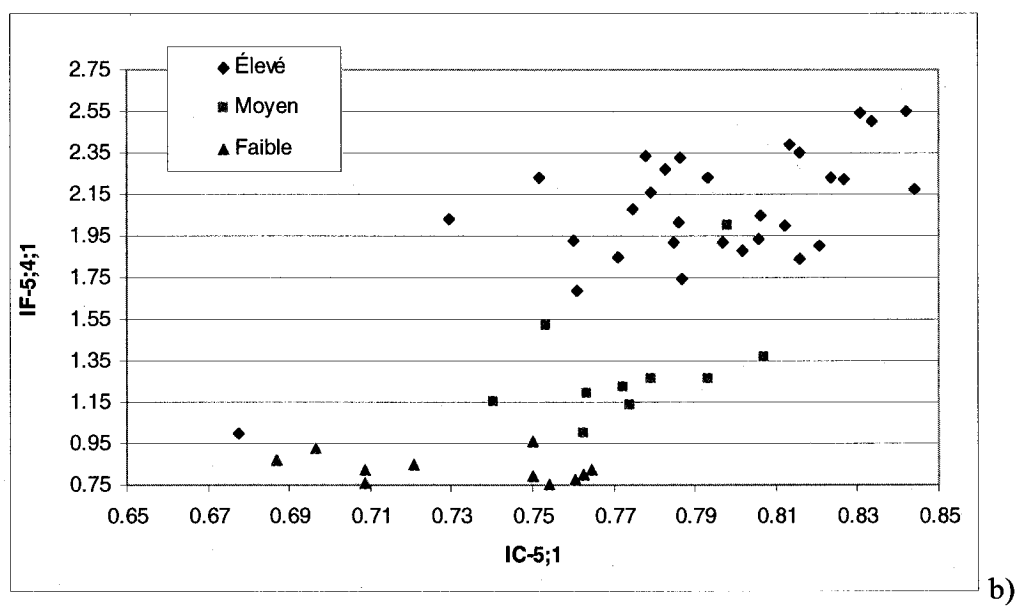
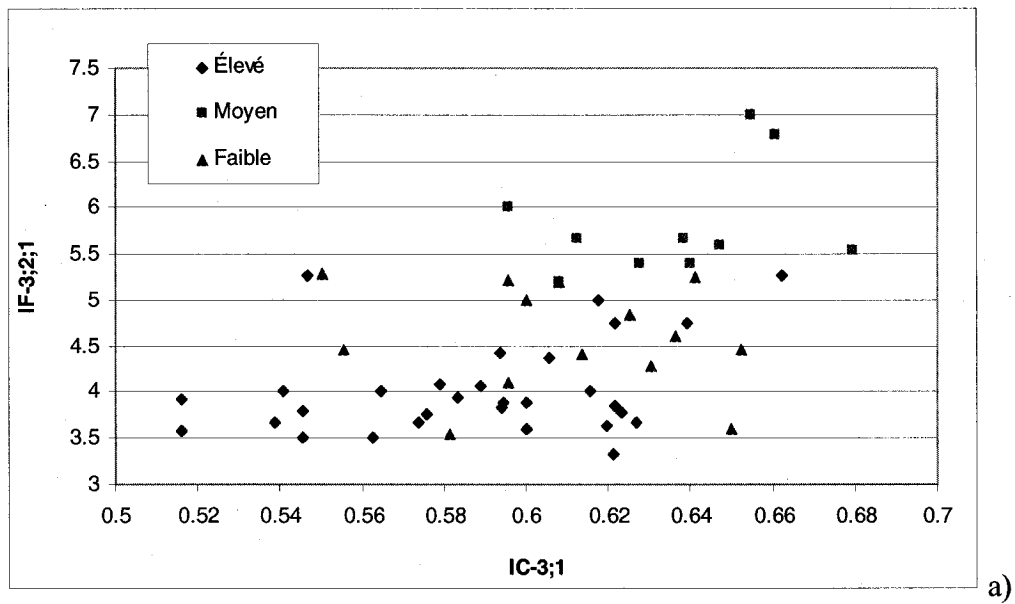
Figure 23. Calcul des indices spectraux à partir des données spectroradiométriques. a) espace spectral IC-3;1 vs. IF-3;2;1 b) espace spectral IC-5;1 vs. IF-5;4;1 c) espace spectral IC-4;1 vs. IF-7;4;1.

Nous avons extrait de l'image satellitaire des signatures spectrales de plusieurs sols à différents niveaux de dégradation afin de tester le pouvoir discriminatoire de ces indices. Encore une fois les niveaux de dégradation les plus élevés correspondent à des pixels composés majoritairement de

calcaire; les niveaux de dégradation faible correspondent à des pixels composés d'argile alors que les niveaux de dégradation moyen correspondent à des pixels composés d'argile et de grès. Plus la fraction de grès est importante à l'intérieur d'un pixel plus le niveau de dégradation est élevé. Ainsi la présence d'argile indique un état de dégradation faible ou moyen, tout dépendant si elle est la composante dominante ou non à l'intérieur d'un pixel.

En considérant les espaces spectraux IC-5;1 vs IF-5;4;1 et IC-4;1 vs IF-7;4;1, les graphiques de la figure 24 font ressortir trois nuages de points correspondant à trois différents niveaux de dégradation des sols : fortement dégradés, moyennement dégradés et faiblement dégradés. Ces graphiques donnent des résultats satisfaisants, en discriminant les différents niveaux de dégradation des sols, et indiquent des tendances semblables dans la distribution des nuages des points en trois classes distinctes. L'analyse du graphique IC-5;1 vs IF-5;4;1 (figure 24 b)) montre que les échantillons de sols associés à un niveau de dégradation élevé ont un IF avec des valeurs élevées et un IC avec des valeurs moyennes à fortes alors que les sols développés ou faiblement dégradés ont de faibles valeurs de l'IF et des valeurs faibles à moyennes pour l'IC. Toutefois dans l'espace spectral qui considère le canal ETM5, les nuages de points sont plus regroupés comparativement à ceux du second espace (IC-4;1 vs IF-7;4;1) qui exploite le canal ETM7 où les points sont plus dispersés. Ces résultats concordent avec ceux de Haboudane *et al.* (2000) dans le sens que l'utilisation des IF et des IC intégrant le SWIR permet de bien discriminer les différents états de dégradation des sols. Par contre, les résultats diffèrent quelque peu en ce qui a trait à la tendance générale de distribution des nuages de points dans les graphiques. Dans cette recherche, la caractérisation de l'état de dégradation des sols par l'emplacement des pixels dans l'espace spectral IC vs. IF est davantage influencée par l'indice

de forme. En effet, comme mentionné auparavant, les sols dégradés ont de fortes valeurs de l'IF, alors que les sols faiblement dégradés ont de faibles valeurs de cet indice.



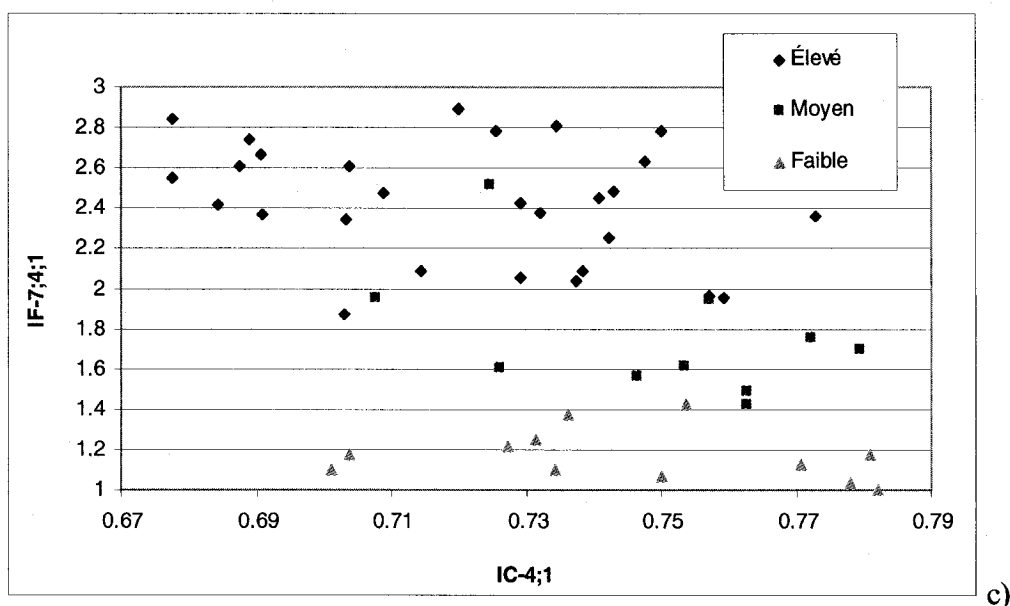


Figure 24. Indices spectraux de forme et de coloration calculés à partir de pixels de l'image.

Finalement afin d'identifier et de cartographier les changements qui peuvent affecter l'environnement de façon globale et particulièrement les niveaux de dégradation des sols sur un large territoire, les indices de forme et de coloration ont été intégrés dans un processus de classification non dirigée ISODATA (section 2.8.3) en considérant 20 itérations et 7 classes afin d'obtenir une carte du niveau de dégradation des sols dans la zone d'étude. La figure 25 illustre la distribution spatiale des différentes classes d'occupation du sol, notamment les sols qui sont sujet à différents niveaux de dégradation suite à l'application de la fonction focale (tel qu'expliqué à la section 3.2.3). La classification d'images satellites présente de petites zones de seulement quelques pixels, ce qui est trop détaillé comparativement au niveau de généralisation de la carte d'érosion (ESRI, 2001).

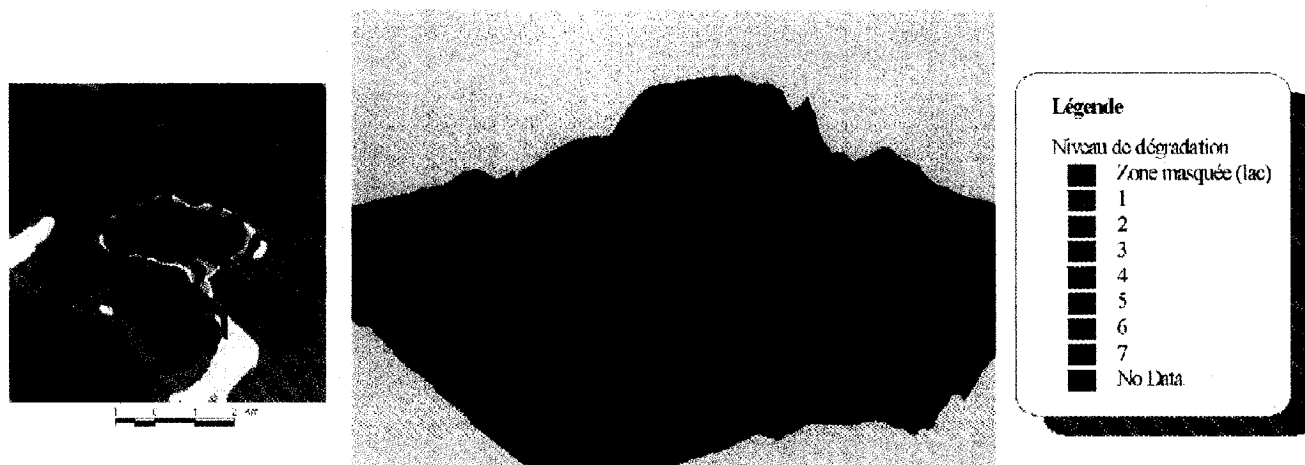


Figure 25. Carte du niveau de dégradation des sols obtenue par les indices de forme et de coloration suivi d'une classification ISODATA et d'une généralisation. Les valeurs élevées représentent les niveaux de dégradation avancés.

4.5 Analyses multicritères

Une première analyse multicritère (AMC) a été réalisée afin d'obtenir une carte du risque d'érosion dans la zone d'étude dans le but de la comparer avec la carte de dégradation des sols obtenue à partir des données de télédétection. Afin d'obtenir une carte des risques d'érosion de la région d'Azilal, les paramètres géomorphométriques et le MSAVI(2) ont été intégrés dans une AMC (sections 2.9 et 3.7). Les valeurs obtenues à partir de cette AMC pouvaient varier entre 0 et 1 (car toutes les variables ont été normalisées tel que mentionné à la section 3.7.1) mais elles ne varient qu'entre 0.032 et 0.839 avec les risques d'érosion les plus imminents lorsque la valeur est élevée. Nous retrouvons à la figure 26 les résultats de l'AMC.

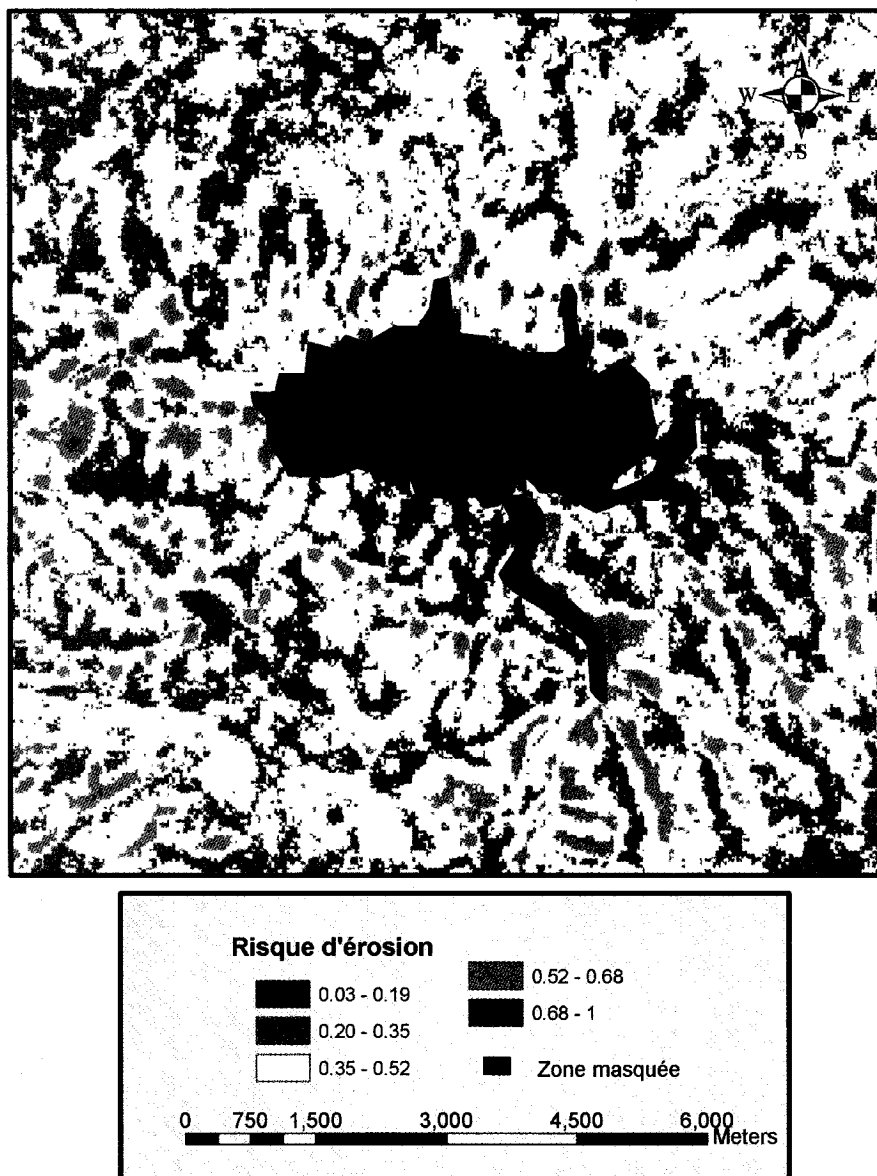


Figure 26. Résultats de l'analyse multicritères intégrant les données géomorphométriques et la carte de la présence de végétation. Les valeurs élevées représentent les endroits où les risques d'érosion sont supérieurs.

Suite à l'AMC, les résultats ont été groupés dans 5 classes. Au niveau de la fréquence, on remarque que la majorité des pixels se situent dans les classes associées à des niveaux de dégradation faibles à moyens. La valeur moyenne de la matrice est de 0.3955 et l'écart type est de 0.00731. En ce qui a trait à la distribution spatiale des classes, les valeurs plus élevées se retrouvent dans les zones plus escarpées alors que les valeurs plus faibles se situent dans les

endroits plus plats. Par exemple la zone située directement à l'ouest du lac, selon les résultats de l'AMC, serait plus propice au phénomène d'érosion. Connaissant la réalité terrain, cette zone est l'un des endroits où la pente est la plus prononcée (figure 18). La zone directement au sud-est du lac est caractérisée par un plus grand nombre de pixels d'une valeur correspondant à un niveau supérieur de risque d'érosion; cette zone est en fait un endroit où les pentes sont plutôt fortes.

Une deuxième AMC a été réalisée, cette fois en ajoutant la carte généralisée du niveau de dégradation des sols à titre d'intrant au modèle (section 3.7.1). Cette AMC permet d'obtenir une carte du niveau de dégradation intensifiée où les valeurs sont les plus élevées lorsqu'un pixel présente une valeur de risque d'érosion élevée combinée à un niveau de dégradation *in situ* élevé (figure 27). Les résultats sont relativement différents de ceux de la première AMC. On remarque que les valeurs dominantes d'un point de vue fréquence sont celles correspondant à un plus haut niveau de dégradation intensifiée. La distribution spatiale des niveaux de dégradation les plus faibles correspond à la présence d'ombre, à la présence de végétation et donc d'un sol moins dégradé. Quoique ces zones aient une valeur d'indice d'énergie d'eau relativement élevée (figure 18), la présence de végétation permet de protéger le sol (figure 19).

Alors que les résultats de la première AMC démontrent une forte corrélation avec la topographie (et donc l'IEE et la longueur de pente), l'intégration de la carte du niveau de dégradation des sols semble affecter la distribution spatiale et rendre les résultats plus indépendants de cette variable. En comparant la carte obtenue à partir de la première AMC (figure 26) avec la carte

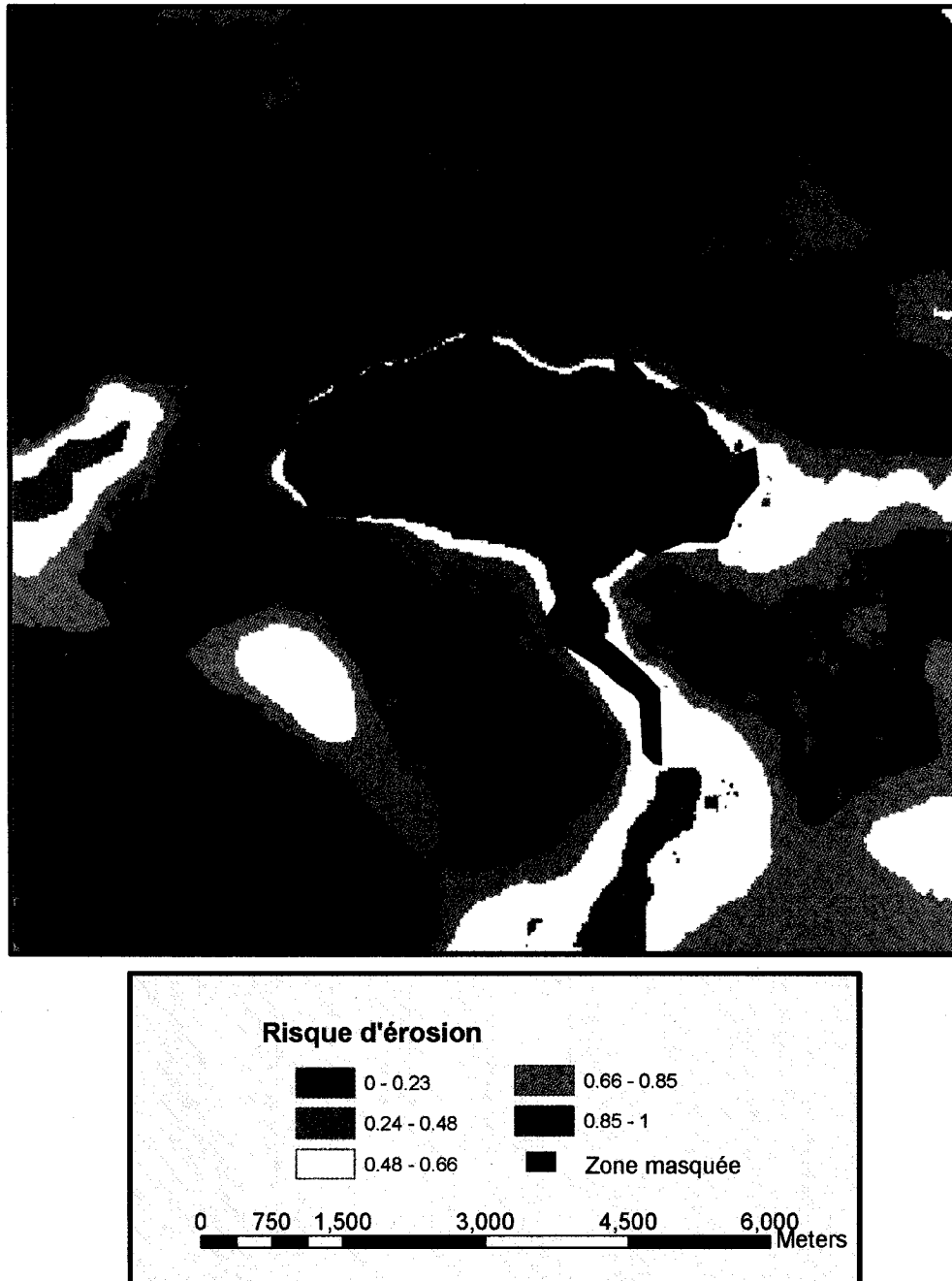


Figure 27. Carte de dégradation intensifiée. Résultats de l'analyse multicritères intégrant les données géomorphométriques, la carte de la présence de végétation et la carte du niveau de dégradation des sols. Les valeurs élevées représentent des niveaux de dégradation intensifiée supérieurs.

de la longueur de pente (et même celle de l'IEE dont son calcul tient compte de la pente) il est possible de remarquer une grande similarité. Les risques d'érosion sont plus élevés lorsque les valeurs de la longueur de pente et celle de l'IEE sont élevées. Par contre l'intégration de la carte

du niveau de dégradation des sols fait en sorte que les valeurs de dégradation intensifiées ne varient pas seulement en fonction de la topographie.

4.6 Comparaisons entre cartes

Les cartes du niveau de dégradation des sols (figure 25), de risque d'érosion (figure 26) et de dégradation intensifiée (figure 27), dérivées à partir de l'image satellite et des données géomorphométriques, ont été comparées à un document de référence datant de 1986 (le seul disponible pour la zone d'étude, figure 13) afin d'évaluer leur robustesse. Dans le présent travail, le document de référence consiste en une carte d'érosion produite en 1986 par le Ministère de l'agriculture et de la réforme agraire et par la Direction des eaux et forêts et de la conservation des sols, tel que mentionné au chapitre 3. Le tableau 9 résume les différentes comparaisons entre documents qui ont été faites à partir du module ERRMAT de IDRISI et à partir de photographies numériques et analogues de la zone d'étude.

Document de référence	Document comparé	Section
Indice de végétation (MSAVI(2))	Dégradation des sols (IF et IC)	4.6.1
Risque d'érosion, Azilal, 1986	Dégradation des sols (IF et IC)	4.6.2
Risque d'érosion, Azilal, 1986	AMC 1 (IEE, orientations, longueurs de pentes et MSAVI(2))	4.6.3.1
Dégradation des sols (IF et IC)	AMC 1 (IEE, orientations, longueurs de pentes et MSAVI(2))	4.6.3.2
Risque d'érosion, Azilal, 1986	AMC 2 (IEE, orientations, longueurs de pentes, MSAVI(2) et dégradation des sols)	4.6.3.3
Photographies de la zone d'étude	AMC 2 (IEE, orientations, longueurs de pentes, MSAVI(2) et dégradation des sols)	4.6.4

Tableau 9. Résumé des différentes comparaisons entre documents cartographiques réalisées dans ce travail.

4.6.1 Carte de dégradation des sols comparée à la carte de l'indice de végétation

La carte de végétation (figure 19), obtenue par le calcul du MSAVI(2) (équation 7), a été comparée à la carte de l'état de dégradation des sols (figure 25) obtenue par le calcul des indices de forme et de coloration. Ces indices ont tous été calculés à partir de l'image satellite acquise le 16 janvier 2002. Par conséquent, le problème de temporalité des données ne se pose pas. Les 7 classes de la carte de dégradation des sols ont été comparées à la carte du MSAVI(2) pour laquelle 7 classes ont aussi été établies. Les faibles valeurs de dégradation des sols devraient correspondre aux faibles valeurs du MSAVI(2) (échelle inversée) car le sol où le couvert végétal est plus dense est davantage protégé et devrait être moins dégradé. La valeur du coefficient de Kappa pour la comparaison entre la carte de végétation (MSAVI(2)) et la carte de dégradation des sols (IF et IC) non généralisée est de 0.1866 (annexe 3). Nous aurions pu nous attendre à un niveau de correspondance plus élevé car il y a une forte relation entre la présence de végétation et le niveau de dégradation des sols. Un sol présentant un niveau de dégradation plus élevé est théoriquement un sol dénudé où il n'y a pas ou presque pas de végétation. Malgré le coefficient de Kappa peu élevé, le nombre de pixels bien classifiés (donc situés dans la diagonale de la matrice de confusion) par rapport au document de référence est tout de même supérieur au nombre de pixels mal classifiés (50029 pixels vs. 48293 pixels). Nous retrouvons les résultats de cette comparaison à la figure 28.

4.6.2 Carte de dégradation des sols comparée à la d'érosion d'Azilal

La première comparaison avec la carte d'érosion de la région d'Azilal (figure 13) fut celle entre cette dernière et la carte de dégradation des sols obtenue par le calcul des indices spectraux de

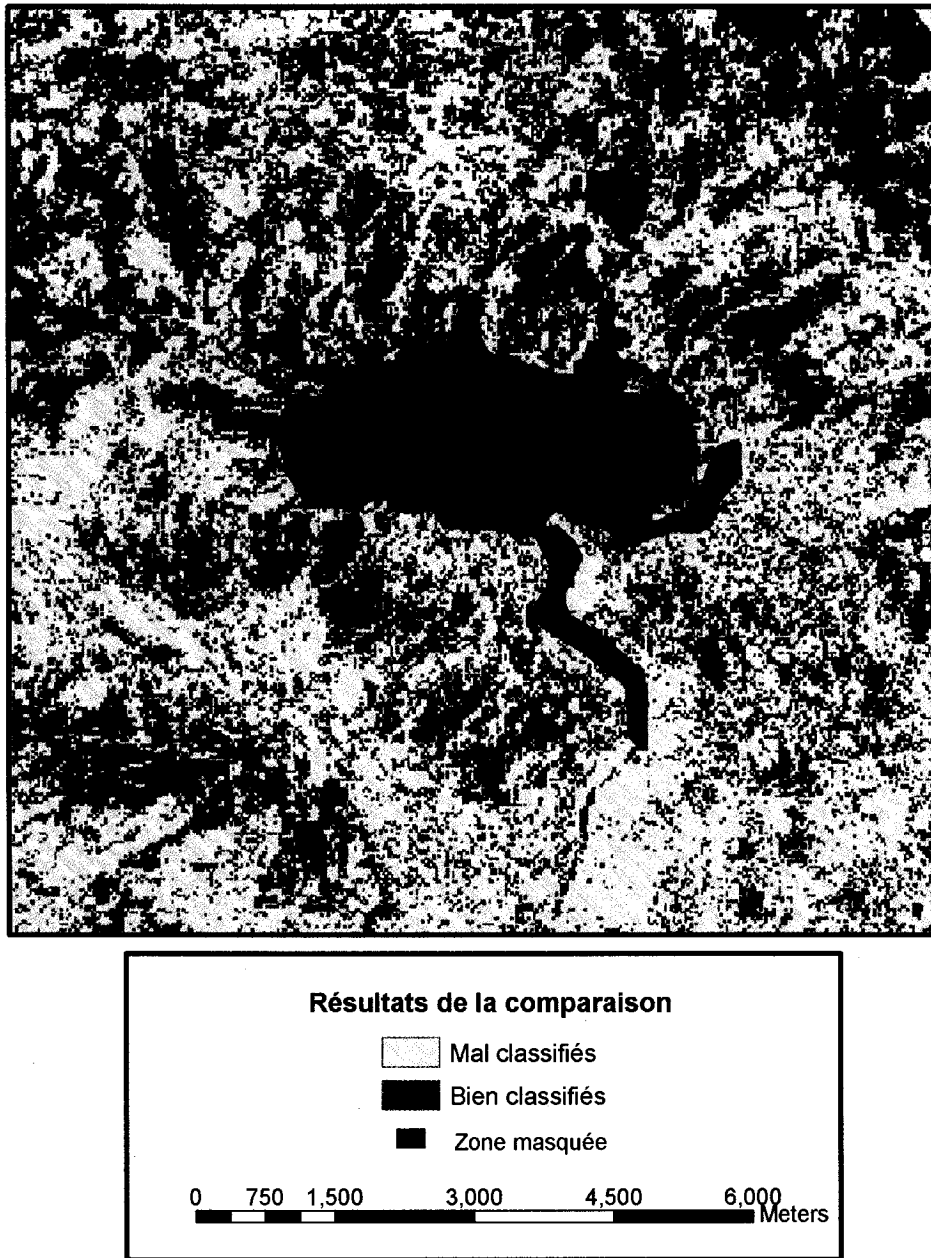


Figure 28. Résultats de la comparaison entre la carte de la présence de végétation (obtenue par le calcul du MSAVI(2)) et la carte du niveau de dégradation des sols (obtenue par le calcul des indices spectraux de forme et de coloration).

forme et de coloration. Nous avons repris les résultats des indices spectraux de forme et de coloration utilisés dans la classification de type ISODATA avec 7 niveaux de dégradation des sols que l'on retrouve à la figure 25. Le résultat obtenu indique une faible correspondance, le

coefficient de Kappa ayant une valeur de 0.1066 (annexe 4). Nous retrouvons les résultats de cette comparaison à la figure 29.

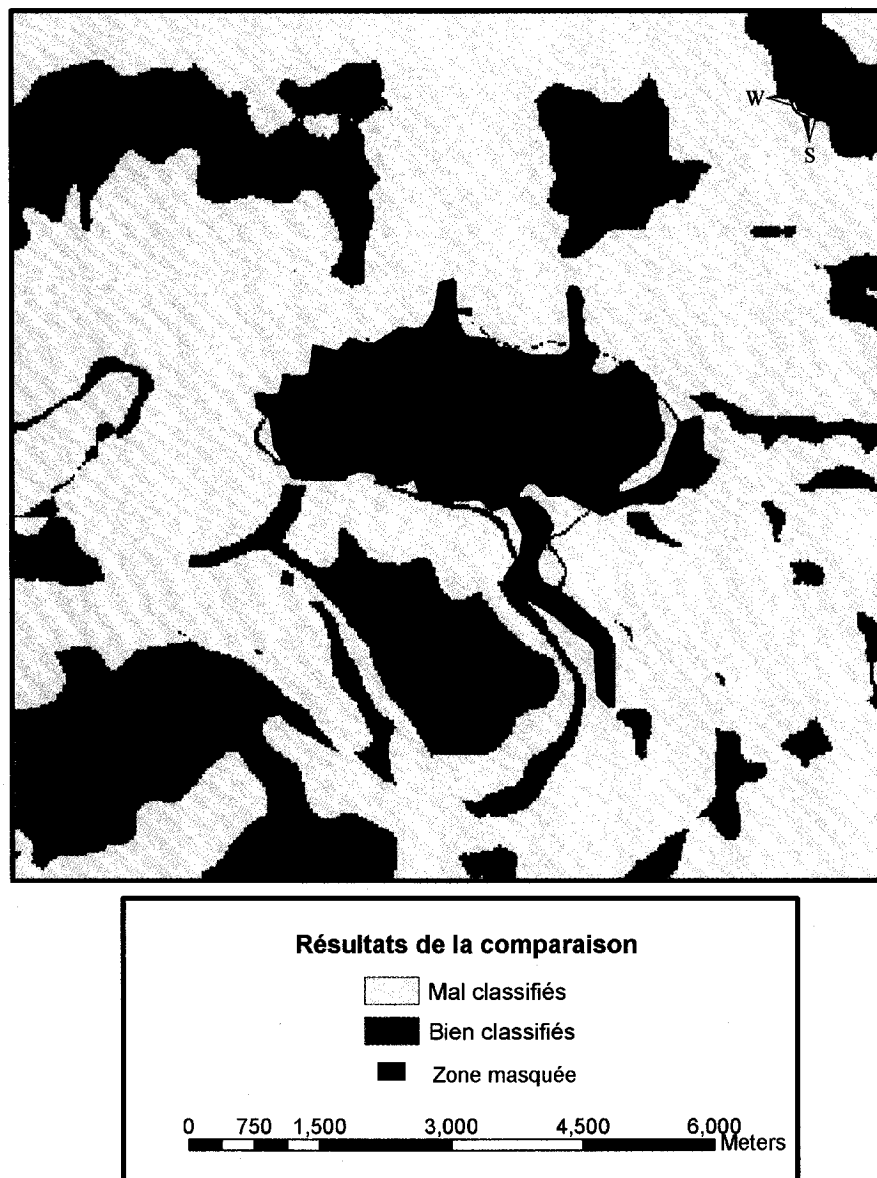


Figure 29. Résultats de la comparaison entre la carte de risque d'érosion d'Azilal, 1986, et la carte du niveau de dégradation des sols. La couleur bleue indique les pixels bien classifiés alors que le gris correspond à ceux mal classifiés.

4.6.3 Comparaisons avec les résultats des AMC

Deux AMC ont été réalisées, la première intégrant les informations géomorphométriques (indice d'énergie d'eau, orientation et longueur de pente) ainsi que l'information concernant le couvert végétal (MSAVI(2)). La seconde AMC intègre à la fois les informations géomorphométriques, l'indice de végétation et la carte de dégradation des sols.

4.6.3.1 Carte de l'AMC 1 comparée à la carte d'érosion d'Azilal

La carte de risque d'érosion d'Azilal de 1986 (figure 13) a été comparée aux résultats de la première analyse multicritères (figure 26). Avant de procéder à la comparaison, les résultats ont été généralisés afin que le niveau de présentation des deux documents soit semblable. À partir de la carte obtenue par l'AMC, 7 classes (niveaux de risque d'érosion) ont été définies. Le calcul du coefficient de Kappa, avec une valeur de -0.0086, indique que le niveau de correspondance entre les deux documents est nul (annexe 5). Par contre, une comparaison visuelle permet de définir une certaine correspondance (figure 30).

Bien qu'il y ait un problème au niveau de la correspondance des classes, la carte obtenue par l'AMC permet d'identifier des unités homogènes que l'on retrouve sur le document de référence. Par exemple, la zone indiquée par le chiffre 1 est clairement identifiable sur les deux documents et elle est, dans les deux cas, située entre deux autres bandes. Les zones indiquées par les chiffres 2 et 3 sont encore plus révélatrices de l'apport des résultats de l'AMC. Cette dernière est en mesure d'identifier la présence des deux zones semblables dans le document de référence tout en permettant aussi d'indiquer que ces deux zones présentent des risques d'érosion différents. Finalement les zones indiquées par les nombres 4 et 5 se retrouvent sur les deux documents et ces deux zones se retrouvent dans la même classe dans les deux documents. Ainsi, même si les

deux cartes ont un niveau de correspondance faible d'un point de vue statistique, elles présentent d'importantes ressemblances.

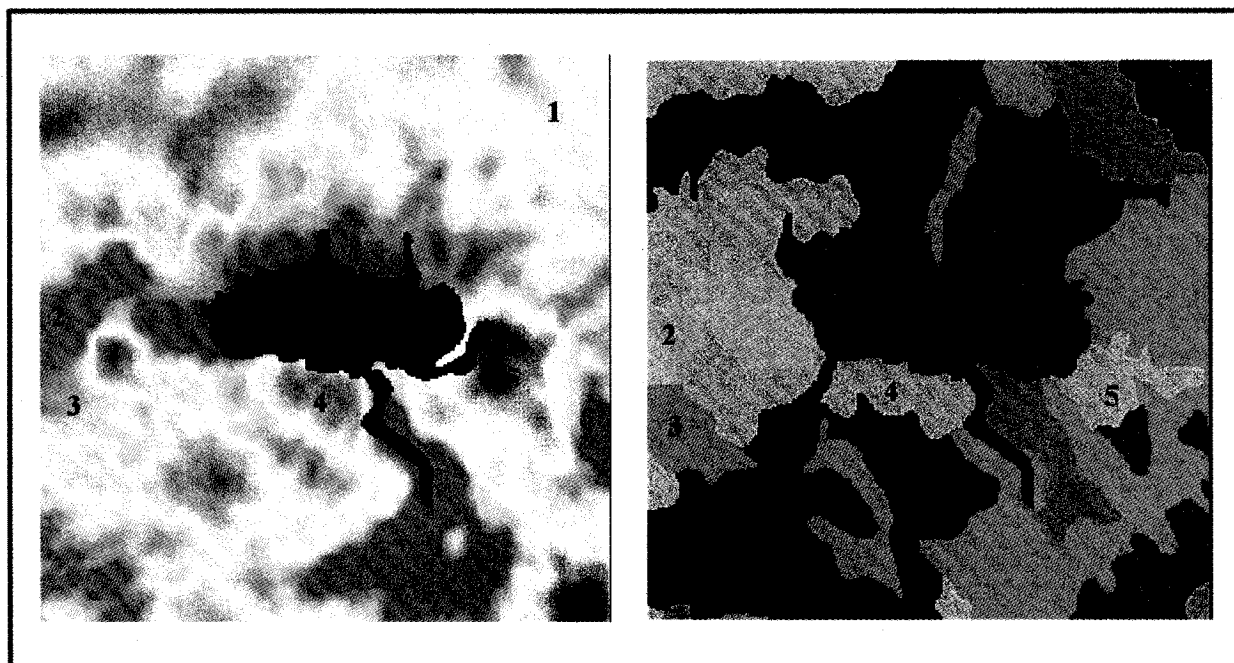


Figure 30. Comparaison visuelle de la carte de risque d'érosion obtenue par l'AMC (gauche) et la carte d'érosion d'Azilal (droite). Dans les deux cas, les tons de rouge foncé indiquent un risque d'érosion élevé alors que les tons de vert foncé indiquent un risque d'érosion plus faible.

4.6.3.2 Carte de l'AMC 1 comparée à la carte de dégradation des sols

Afin de vérifier s'il y a une relation entre la carte de dégradation des sols (figure 25) et les résultats de la première AMC (figure 26), nous avons procédé à une comparaison entre ces cartes. Le coefficient de Kappa, d'une valeur de 0.0904 (annexe 6), indique que la relation entre ces deux documents est très faible. Nous pouvons donc supposer que l'information que l'on retrouve dans ces deux documents est complémentaire et que par conséquent l'intégration de ces deux documents pourrait permettre d'obtenir une meilleure correspondance avec le document de référence. La carte obtenue par l'AMC 1 tient compte des paramètres géomorphométriques et de la présence de végétation alors que la carte de dégradation des sols correspond davantage à une

carte de pédologie/géologie de surface car les IF et les IC ont tout d'abord été testés sur les mesures spectroradiométriques des échantillons pris sur le terrain et pouvant être associés à un niveau de dégradation. Les IF et les IC ont par la suite été appliqués à l'image en entier en se basant sur les conclusions tirées de l'application de ces indices sur les échantillons et sur des connaissances *a priori*.

Les résultats de cette comparaison nous ont incités à tester cette idée de complémentarité entre les données. La prochaine section aborde cette idée.

4.6.3.3 Carte de l'AMC 2 comparée à la carte d'érosion d'Azilal

Une autre comparaison entre des cartes a été performée en intégrant cette fois à l'AMC 1 (figure 26) les résultats obtenus à partir des indices de dégradation des sols (figure 25) et en comparant les résultats à la carte d'érosion d'Azilal. Les résultats de cette dernière comparaison, que l'on retrouve à la figure 31, n'ont pas été généralisés davantage car la carte de dégradation des sols a déjà été généralisée. Le coefficient de Kappa d'une valeur de 0.1111 (annexe 7) indique que l'intégration de données géomorphométriques et d'un indice de végétation avec des données sur la dégradation des sols permet d'obtenir de meilleurs résultats que si ces deux scénarios sont utilisés de façon indépendante. Ainsi le coefficient de Kappa est de beaucoup supérieur à celui obtenu par la première AMC (-0.0086) et légèrement supérieur à celui obtenu lors de la comparaison entre le document de référence et la carte de dégradation des sols (0.1066).

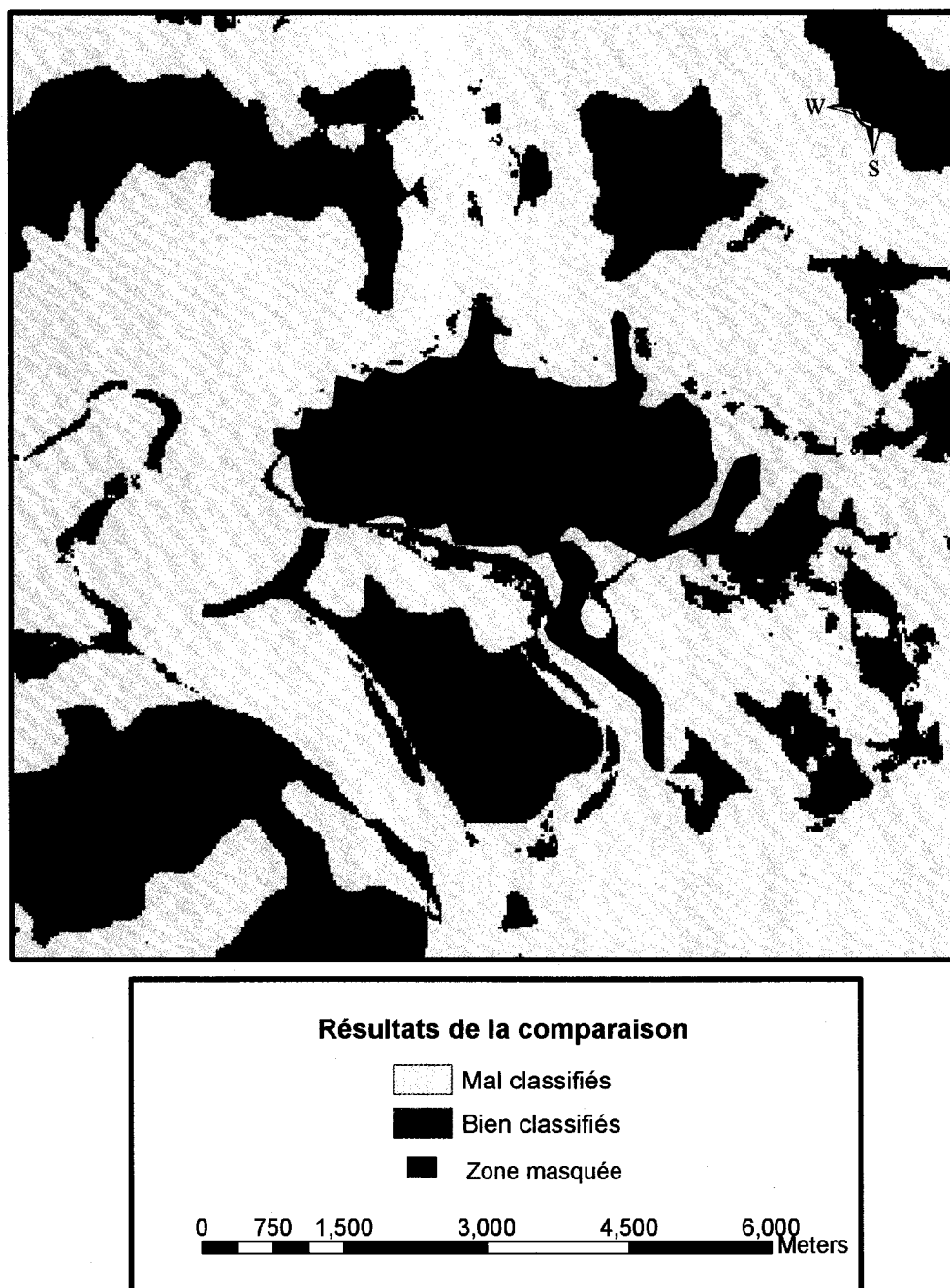


Figure 31. Résultats de la comparaison entre la carte de risque d'érosion d'Azilal et les résultats de l'AMC 2.

Cette comparaison est celle qui a le plus d'intérêt pour ce travail. Par conséquent, il est important d'y accorder une importance particulière et d'analyser la matrice de confusion obtenue (tableau 10). Cette dernière permet d'identifier immédiatement un problème avec la classe 1 de

l'AMC 2. Pour la classe 1, aucun pixel n'est correctement classifié et l'erreur d'omission est de 1.0000. Les classes 2, 3, 4 et 6 ont elles aussi des erreurs d'omission élevées alors que les valeurs sont relativement plus faibles pour la classe 5 et la classe 7. En ce qui a trait aux erreurs de commission, le principal problème est associé à la classe 1 du document de référence, soit la carte de risque d'érosion d'Azilal. Pour cette dernière, l'erreur de commission est de 1.0000 ce qui signifie que les pixels qui auraient dû se retrouver dans cette classe sur la carte d'AMC 2 ont tous été attribués à d'autres classes, dans ce cas-ci à la classe 7. Les classes 2, 3, 4 et 6 de la carte de référence ont des valeurs d'erreur de commission élevées alors que les classes 5 et 7 ont des erreurs relativement inférieures aux autres classes.

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
1	0	0	0	0	0	0	320	320	1.0000
2	82	534	811	610	844	89	4003	6973	0.9234
3	43	501	2135	651	2189	346	11531	17396	0.8773
4	341	861	533	348	508	470	1407	4468	0.9221
5	617	2080	4206	2908	5158	1176	7952	24097	0.7859
6	27	148	2252	1944	2688	533	10178	17770	0.9700
7	0	63	1572	841	2216	347	22246	27285	0.1847
Total	1110	4187	11509	7302	13603	2961	57637	98309	
ErrorO	1.0000	0.8725	0.8145	0.9523	0.6208	0.8200	0.6140		0.6851

Tableau 10. Matrice de confusion obtenue lors de la comparaison entre la carte d'érosion d'Azilal (classes de la colonne de gauche) et les résultats de l'AMC2 (classes de la rangée du haut).

Bien que les deux AMC semblent avoir réussi à bien caractériser les différents niveaux d'érosion pour de grandes étendues si l'on se fie aux figures 30 et 31, les valeurs du coefficient

de Kappa (-0.086 et 0.1111) indiquent une faible correspondance. De plus, la matrice de confusion indique qu'il y a d'importantes erreurs de commission et d'omission.

4.6.4 Carte le l'AMC 2 comparée avec la réalité terrain

Le fait que plus de 16 années se soient écoulées entre la production de la carte de risque d'érosion d'Azilal et l'année de l'acquisition des données satellitaires rend l'évaluation des résultats difficile. Par conséquent, il a été jugé nécessaire de comparer les résultats de la carte de dégradation intensifiée (figure 27) à des photographies de la zone d'étude prises au moment de la mission de terrain en janvier 2002, quoique cette méthode n'est que qualitative.

Aux figures 32 et 33, les points rouges représentent les endroits où les photographies ont été prises et dans le cas d'une photo avec un plus grand angle de visé, les lignes rouges représentent approximativement la zone sur la photo. A la figure 32, nous avons une comparaison avec quatre documents photographiques. Au numéro 1, on remarque la présence de végétation qui couvre le sol et qui donc le protège de l'érosion. La carte obtenue par l'AMC2 indique une dégradation intensifiée de niveau 2 et 3, ce qui peut être considéré relativement faible. Le document photographique suivant montre un mur qui a dû être érigé afin de protéger les infrastructures présentes sur le site; ce barrage est l'un des plus importants au Maroc et l'irrigation d'une grande superficie agricole en dépend. Ainsi, le gouvernement marocain veille à limiter les dégâts causés par l'érosion et la dégradation des sols. L'endroit où se situe le mur est dans une région de la carte où nous retrouvons des niveaux élevés de dégradation intensifiée. Il est par contre évidemment difficile de localiser un lieu si petit sur la carte sans avoir les coordonnées exactes du point. L'AMC2 semble tout de même avoir réussi à bien caractériser l'endroit. La photo 3 représente une dépression caractérisée par des pentes assez fortes et peu de

végétation. Bref, nous y retrouvons des risques de dégradation intensifiée élevés. La dernière photo nous permet d'apprécier une plus grande superficie, cette fois directement située aux abords du lac. Nous avons une zone très érodée où il n'y a plus de végétation pour retenir le sol. Nous retrouvons aussi sur la carte obtenue par les AMC une grande région caractérisée par un risque de dégradation intensifiée de niveau 7.

La figure 33 permet de visualiser le site d'étude d'un autre angle. Nous observons sur la photographie 1 la zone en aval du barrage. Les pentes sont très fortes et il y a très peu de végétation sur les versants, suggérant que les risques d'érosion devraient être élevés. L'AMC caractérise en grande partie cette région comme un territoire avec des risques d'érosion de niveau 7 mais attribue à certains pixels une valeur inférieure, allant même jusqu'à caractériser certains pixels d'un niveau 2. Il semble y avoir un peu d'incohérence mais il est difficile d'être affirmatif à cause de la prise de vue de la photographie. La deuxième photo nous montre une région très érodée où il n'y a plus beaucoup de sol en avant plan mais surtout du grès. Le peu de végétation que nous retrouvons a été plantée par les autorités marocaines afin d'essayer d'empêcher l'envasement du barrage. L'AMC a bien caractérisé le site.

4.7 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité n'a pas été réalisée. Les faibles niveaux de correspondance obtenus lors des comparaisons entre documents ont fait en sorte que cette étape n'était pas justifiée. L'analyse de sensibilité visait à déterminer si une variable en particulier affectait la qualité des résultats mais vu les faibles niveaux de correspondance obtenus, cette analyse n'aurait pas été aussi révélatrice.



Figure 32. Comparaison avec la réalité terrain. Les valeurs plus élevées représentent une dégradation intensifiée maximale (source : Dr. Bannari).



Figure 33. Comparaison avec la réalité terrain. Les valeurs plus élevées représentent une dégradation intensifiée maximale (source : Dr. Bannari).

4.8 Conclusions

Les données géomorphométriques nécessaires à la modélisation des risques d'érosion ont été dérivées dans un SIG et grâce à une analyse multicritère, une carte des risques d'érosion de la zone d'étude a été générée. Cette dernière a été comparée, via le coefficient de Kappa, avec la carte de l'état de dégradation des sols obtenue à partir des données de télédétection afin d'évaluer la robustesse des deux méthodes. Une autre AMC a été réalisée afin de tester la complémentarité des données obtenues par le modèle d'érosion et la carte de dégradation des sols. Les résultats des indices spectraux de sol ont été intégrés aux autres variables du modèle d'érosion dans le but d'obtenir une carte de la dégradation intensifiée. Cette dernière a été comparée avec le document cartographique de référence, la carte d'Azilal de 1986. Les résultats démontrent le potentiel de l'intégration des SIG et des données de télédétection dans l'identification et la cartographie des zones présentant des risques de dégradation des sols.

Chapitre 5: Discussions et conclusions

L'objectif principal de cette recherche était l'évaluation de l'apport des indices spectraux de forme et de coloration pour la cartographie du niveau de dégradation des sols à partir de données de télédétection. L'objectif a été réalisé en utilisant dans un premier temps des mesures spectroradiométriques d'échantillons de matériaux que l'on retrouve dans la zone d'étude. À partir des résultats du calcul des indices spectraux sur ces échantillons et en se basant sur des connaissances *a priori* du site d'étude, ces indices ont été calculés pour une partie de l'image (pixels tirés de l'image) et finalement pour l'image en son entier. Un second objectif visait à tester l'utilisation d'une méthodologie intégrant des données géomorphométriques et des données de télédétection pour la cartographie des zones à risque d'érosion et des zones subissant une dégradation intensifiée dans un environnement semi-aride. La comparaison entre la carte d'érosion produite à partir d'une AMC dans un SIG et la carte de dégradation des sols obtenue par télédétection a permis d'identifier des régions avec des caractéristiques communes, ce qui confirme que les résultats sont robustes. Ces zones ont un plus grand potentiel de dégradation. Le concept de robustesse est approprié pour un pays pauvre en données comme le Maroc et indique que la complémentarité des données de télédétection et des SIG présente un potentiel pouvant mener à des stratégies de gestion dans les pays en voie de développement. Les conclusions de ce travail de recherche ainsi que certaines recommandations font l'objet de ce chapitre.

5.1 Discussion des résultats

Les résultats obtenus démontrent le potentiel des indices de forme et de coloration pour l'identification des différents niveaux de dégradation des sols à partir de données spectroradiométriques. L'intégration du SWIR dans le formalisme de ces indices permet une

meilleure caractérisation du niveau de dégradation des sols. Les comparaisons entre les cartes, en se basant sur le coefficient de Kappa, ont permis de conclure qu'il y a une correspondance entre le niveau de dégradation des sols et la présence de végétation. L'importance du concept de généralisation a aussi été démontré, son application étant nécessaire pour permettre la comparaison de documents n'ayant pas le même niveau de détails. Ces comparaisons ont aussi démontré que l'intégration entre des données géomorphométriques, une carte de végétation et une carte de dégradation des sols permet de mieux prédire les risques d'érosion que chacun de ces éléments considérés individuellement.

Certaines composantes de ce travail de recherche nécessitent quelques commentaires, lesquels se retrouvent dans cette section. Selon certains auteurs (Escadafal et Huete, 1991; Escadafal *et al.*, 1994; Haboudane, 1999), les indices spectraux de forme et de coloration permettent de définir le niveau de dégradation des sols, en raison de la présence et/ou de l'absence de bandes d'absorption associées à différents éléments. Ainsi en se basant sur Bridges (1997) et Paracchini *et al.*, (1998), nous pouvons affirmer que lorsque la roche mère est exposée à la surface, cela signifie généralement que la couche de sol arable a été érodée et par conséquent la signature spectrale du pixel se rapprochera davantage de celle de la roche mère que du sol. Il serait par contre aussi possible qu'un sol ne se soit jamais développé à la surface de la roche mère.

En se basant sur les résultats obtenus suite au calcul des indices de forme et de coloration sur les mesures spectroradiométriques des échantillons, nous pouvons affirmer que ces indices permettent de très bien discriminer les différents niveaux de dégradation des sols. Nous devons par contre ajouter que ces échantillons ne sont pas nécessairement représentatifs de la réalité.

Les environnements semi-arides sont caractérisés par une grande hétérogénéité spatiale (Hu *et al.*, 1999; Zine 2000). Par conséquent il est peu probable que nous retrouvions sur le terrain une région de 30 m x 30 m composée de seulement un type des échantillons mesurés. Cette difficulté peut affecter la capacité d'identification du niveau de dégradation des sols à partir de données satellitaires. Pour cette raison l'utilisation de capteurs avec une meilleure résolution spatiale (ex. IKONOS) peut être recommandée.

Afin d'obtenir de meilleurs résultats, nous avons jugé opportun d'intégrer la région infrarouge dans le formalisme de ces indices. Ainsi l'utilisation des bandes 4 et 5 de ETM+ de Landsat-7 a permis de caractériser beaucoup plus efficacement les différents niveaux de dégradation des sols, cette région du spectre étant beaucoup plus riche en information d'un point de vue géologique (Haddouche *et al.*, 2001, Haboudane *et al.*, 2000). Même si la valeur du coefficient de Kappa est faible lors de la comparaison de la carte de risque d'érosion obtenue à partir de l'analyse multicritères avec la carte d'érosion d'Azilal, nous savons tout de même que les indices spectraux de forme et de coloration permettent de caractériser les différents niveaux de dégradation. Leur efficacité a été démontrée au moment de leur utilisation avec les données spectroradiométriques et l'échantillonnage tiré de l'image satellite. L'utilisation de ces indices est rendue possible grâce au fait que nous pouvons associer les échantillons mesurés sur le terrain à différents niveaux de dégradation. Ainsi la présence de matériaux tels que les grès et les calcaires à la surface indiquent des niveaux de dégradation moyens à élevés alors que les matériaux tels que les argiles sont plutôt associés à un niveau faible de dégradation des sols. Bien qu'utile par elle-même, l'information obtenue à partir de ces indices gagne à être intégrée dans un SIG afin de pouvoir l'utiliser avec d'autres données. L'environnement d'un SIG permet

la dérivation de données géomorphométriques telles que l'indice d'énergie d'eau (IEE), la longueur de pente et les orientations à partir d'un MNT. L'intégration de ces paramètres dans un modèle d'érosion ou de dégradation des sols est nécessaire car ce phénomène est directement affecté par la morphologie du terrain.

Les résultats des analyses multicritères (AMC) démontrent qu'une méthodologie basée sur l'intégration de données de télédétection et de données géomorphométriques présente un potentiel pour la cartographie de la dégradation des sols. Par contre la qualité des résultats obtenus est fonction des variables introduites dans le modèle. Ainsi, nous pouvons affirmer qu'un modèle qui se base uniquement sur des paramètres géomorphométriques est incomplet. Les facteurs physiques sont d'une grande importance dans le processus d'érosion mais d'autres facteurs tels que la présence de végétation le sont pour le processus de dégradation. De plus, des données sur l'état de dégradation des sols sont nécessaires à la dérivation d'une carte de meilleure qualité. Alors que la carte de végétation indique les endroits où le sol peut bénéficier d'une « couche protectrice », la carte de dégradation des sols nous renseigne sur le type actuel de matériel exposé à la surface. Les données géomorphométriques, les données sur la présence de végétation et les données sur les niveaux de dégradation des sols sont donc de nature complémentaire.

Un concept qui s'est révélé être d'une grande importance dans ce travail est celui de généralisation. Les comparaisons entre la carte de risque d'érosion d'Azilal (document de référence) et celles issues des différents traitements de données n'auraient pas été possible sans

la généralisation de ces dernières car ces documents cartographiques présentent un niveau de détail trop élevé par rapport au document de référence.

Bien que le coefficient de Kappa semble indiquer que le niveau de correspondance ne soit pas très élevé entre la carte de risque d'érosion d'Azilal et la carte de dégradation intensifiée obtenue par l'AMC 2, laquelle intègre les paramètres géomorphométriques (IEE, longueur de pente, orientations), la carte de végétation et la carte de dégradation des sols, cette dernière permet une prédiction raisonnable des risques de dégradation intensifiée si on la compare aux photographies représentant la réalité terrain.

La faible correspondance entre la carte d'érosion d'Azilal et la carte de dégradation intensifiée peut s'expliquer en considérant différents facteurs. Premièrement il y a un problème temporel; la carte d'érosion d'Azilal date de 1986 alors que l'image satellite à partir de laquelle les indices spectraux ont été calculés date de 2002. Or, tel que mentionné dans le chapitre 1, la période de 1973 à 2000 a été marquée par la plus importante sécheresse qu'a connu le Maroc. Ainsi, les phénomènes d'érosion et de dégradation des sols sont probablement beaucoup plus marqués maintenant qu'ils ne l'étaient au moment de la cartographie des risques d'érosion durant les années 1980. Un autre facteur qui pourrait être à l'origine de cette faible correspondance entre les deux documents cartographiques est l'évolution de l'environnement et du paysage. Tel que mentionné au chapitre 1, le Maroc connaît une forte croissance démographique, principalement en milieu rural. Afin de subvenir à ses besoins, la population a dû intensifier ses pratiques agricoles et aussi possiblement augmenter le nombre de têtes de bétails. Ces derniers éléments imposent de fortes pressions sur l'environnement, ce qui pourrait avoir intensifié le processus de

dégradation des sols. Un autre problème qui se pose est le manque de métadonnées. Aucune métadonnée n'est disponible pour la carte d'érosion d'Azilal et nous ne pouvons donc pas savoir de quelle manière les risques d'érosion ont été mesurés et cartographiés. Finalement, les deux documents ne représentent pas exactement le même phénomène. Ainsi la carte produite en 1986 représente la distribution spatiale des risques d'érosion alors que la carte obtenue à partir de l'AMC intégrant l'image satellite caractérise l'état de dégradation intensifiée des sols. Finalement bien que suite à l'utilisation de la fonction focale le niveau de généralisation de la carte des niveaux de dégradation des sols se rapproche davantage de celui de la carte d'érosion d'Azilal, il n'est pas le même. Ces différents facteurs ne se limitent pas uniquement à la présente comparaison mais bien à toutes les comparaisons où la carte d'érosion d'Azilal de 1986 est le document de référence.

Cette inconsistance entre la carte de dégradation intensifiée et la carte d'érosion d'Azilal est possiblement reliée au type de données comparées et au manque de métadonnées pour la carte d'érosion d'Azilal (1986). Dans le cas du document de référence, les données sont de type qualitatif alors que pour la carte de dégradation intensifiée obtenue par l'AMC 2, les données sont quantitatives. Le problème se situe donc au niveau de la correspondance entre les classes. Comment s'assurer que ce que nous identifions comme niveau 1 dans la carte de dégradation intensifiée correspond à un niveau comparable du document de référence, et ainsi de suite? Pour cette raison, il serait peut-être plus significatif d'évaluer les résultats montrés sur la de dégradation intensifiée en la comparant avec des documents tels que des photographies prises sur le site d'étude au moment même de l'acquisition des données satellitaires.

L'intégration de la photo-interprétation dans ce travail aurait permis de cartographier d'autres variables, qui auraient par la suite pu être intégrées dans le modèle (les pratiques agricoles par exemple). Malheureusement des photos-aériennes du site d'étude n'étaient pas disponibles. Par contre, cette technique pourrait être ajoutée à la méthodologie développée dans cette thèse lors de son application en des régions du monde où de tels documents sont disponibles.

En résumé si l'on compare avec la réalité terrain, les résultats de l'AMC intégrant les paramètres géomorphométriques, l'indice de végétation et la carte de dégradation des sols semblent donner de bons résultats. Pour cette raison, il faut se questionner sur les faibles niveaux de correspondance obtenus par les comparaisons entre documents. Le problème de temporalité des données est probablement un obstacle important à la validation des résultats par cette méthodologie.

5.2 Recommandations

Pour de futures recherches, il serait préférable d'accorder une plus grande importance à la validation des résultats. Nous recommandons l'utilisation d'un document cartographique de référence accompagné de métadonnées. Afin de valider cette méthodologie, il serait intéressant de la reproduire dans une région où l'USLE, par exemple, a été calculé. Cela permettrait de comparer les résultats de cette nouvelle approche avec les résultats d'une méthodologie déjà bien établie et validée. Si cela est possible, une mission de terrain devrait être réalisée suite à l'obtention des résultats afin de déterminer l'exactitude des résultats par rapport à la vérité terrain.

Dans le but d'approfondir les connaissances sur les indices de forme et de coloration et de les rendre plus performant, il serait souhaitable de calculer ces indices à partir de données satellitaires hyperspectrales. Ces dernières présentent des bandes spectrales d'une résolution beaucoup plus fine, ce qui pourrait permettre de mieux cibler certaines bandes d'absorption associées à certains éléments tels que les oxydes de fer. De plus afin d'obtenir des données avec un niveau de précision plus élevé d'un point de vue spatial, des données provenant d'un capteur présentant une meilleure résolution spatiale que ETM+ de Landsat-7 pourraient être utilisées.

Dans le cas où une carte de la géologie superficielle est disponible, il serait intéressant de la comparer à la carte de dégradation des sols. Ces dernières seraient vraisemblablement similaires mais la carte de dégradation des sols serait possiblement plus précise d'un point de vue spatial car sa résolution est la même que celle de l'image satellite dont elle est dérivée. Dans le cas de données provenant de ETM+ de Landsat-7, la carte a une résolution de 30 mètres. Une carte de la géologie superficielle pourrait donc permettre de mieux valider la carte du niveau de dégradation des sols.

Une autre avenue à explorer est celle de l'utilisation de modèles permettant de modéliser les radiations solaires en un endroit particulier. De telles données pourraient être obtenues par l'utilisation de l'extension *Solar Analyst* de ESRI. Cette dernière permet entre autre de calculer le rayonnement incident direct et le rayonnement incident diffus, ce qui constitue les deux composantes principales du rayonnement incident total. La carte obtenue à partir d'un tel modèle serait plus précise que la carte des orientations et pourrait donc possiblement remplacer cette dernière dans le modèle d'érosion.

5.3 Conclusions

La méthodologie présentée dans ce travail est une approche intéressante pour les pays où les données nécessaires à l'application de modèles d'érosion tels que l'USLE sont inexistantes ou encore pour les pays où les ressources financières limitées ne permettent pas d'entreprendre de longs travaux de cartographie des risques d'érosion et de dégradation des sols. La méthodologie que nous avons développée est simple et peu coûteuse. Bref, la méthode que nous avons élaborée est très accessible, ce qui la rend plus avantageuse à certains égards.

Un premier avantage de cette méthodologie est le peu de données nécessaires à son application. Il s'agit seulement d'une image satellitaire et d'une carte topographique à une échelle de 1 :50000. Un second avantage, très important lui aussi, est la disponibilité de ces données. L'acquisition d'une image satellite n'est pas compliquée (elle peut se faire via internet) et de manière générale les cartes topographiques sont disponibles. De plus les images satellites couvrent généralement une grande superficie, permettant ainsi de cartographier rapidement la dégradation des sols à grande échelle. L'identification des zones où des interventions sont urgentes peut se faire rapidement et à faibles coûts, cette méthodologie étant plus économique car elle ne nécessite pas d'intenses missions de terrain.

ANNEXE 1

		Erreur résiduelle	
Point Id	Erreur	x	y
1	1,07	0,52	-0,93
2	1,11	-1,08	0,23
3	0,62	0,13	0,61
4	0,23	0,15	-0,18
5	0,23	-0,02	0,23
6	0,18	-0,14	0,11
7	0,98	0,96	-0,15
8	0,69	-0,69	0,01
9	0,84	0,79	-0,28
10	0,97	-0,96	-0,18
11	0,8	0,46	0,65
12	0,26	0,06	0,25
13	0,22	-0,18	0,12
EQM	0,98	0,82	0,54

ANNEXE 2

The eigenvector of weights is :

D:\mp\idrisi\MSAVI(2).rst : 0.4099

D:\mp\idrisi\norm_ice.rst : 0.2981

D:\mp\idrisi\norm_sl.rst : 0.2323

D:\mp\idrisi\orientations.rst : 0.0596

Consistency ratio = 0.06

Consistency is acceptable.

ANNEXE 3

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
1	18	19	1	0	0	0	0	38	0.5263
2	309	741	599	228	62	10	20	1969	0.6237
3	260	572	855	739	440	196	276	3338	0.7439
4	501	847	1583	1973	1863	1336	2936	11039	0.8213
5	358	521	1067	1535	1768	1581	4662	11492	0.8462
6	171	182	457	671	834	868	2902	6085	0.8574
7	1258	976	2251	4004	5431	6635	43806	64631	0.3194
Total	2875	3858	6813	9150	10398	10626	54602	98322	
ErrorO	0.9937	0.8079	0.8745	0.7844	0.83	0.9183	0.1977		0.4912

ErrorO = Errors of Omission (expressed as proportions)

ErrorC = Errors of Commission (expressed as proportions)

90% Confidence Interval = +/- 0.0026 (0.4885 - 0.4938)

95% Confidence Interval = +/- 0.0031 (0.4880 - 0.4943)

99% Confidence Interval = +/- 0.0041 (0.4871 - 0.4953)

KAPPA INDEX OF AGREEMENT (KIA)

Using MSAVI(2) as the reference image...

Category KIA

1 0.4578

2 0.3509

3 0.2008

4	0.0945
5	0.0538
6	0.0388
7	0.2818

DEGRADATION

Category KIA

1	0.0059
2	0.1756
3	0.0948
4	0.1164
5	0.0602
6	0.0211
7	0.4276

OVERALL KAPPA = 0.1866

ANNEXE 4

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
0	0	149	76	0	6	392	0	623	1.0000
1	0	154	50	10	74	29	0	317	1.0000
2	0	168	44	576	900	41	0	1729	0.9028
3	0	448	500	626	1797	134	63	3568	0.8599
4	0	456	1282	449	2644	846	897	6574	0.9317
5	0	965	1504	432	4470	3348	1516	12235	0.6347
6	0	933	2535	978	6334	3221	2563	16564	0.8055
7	334	4003	11531	1407	7952	10180	22246	57653	0.6141
Total	334	7276	17522	4478	24177	18191	27285	99263	
ErrorO	1	0.9769	0.9715	0.8997	0.8151	0.8229	0.1847		0.6872

ErrorO = Errors of Omission (expressed as proportions)

ErrorC = Errors of Commission (expressed as proportions)

90% Confidence Interval = +/- 0.0024 (0.6847 - 0.6896)

95% Confidence Interval = +/- 0.0029 (0.6843 - 0.6900)

99% Confidence Interval = +/- 0.0038 (0.6834 - 0.6910)

KAPPA INDEX OF AGREEMENT (KIA)

Using DEGRADATION as the reference image...

Category KIA

0 0.0000

1 -0.0034

2	0.0258
3	-0.0442
4	0.0243
5	0.1610
6	0.0137
7	0.1531

EROSION

Category KIA

1	-0.0032
2	0.0058
3	-0.0077
4	0.0365
5	0.0703
6	0.0122
7	0.5594

OVERALL KAPPA = 0.1066

ANNEXE 5

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
2	0	23	129	0	0	77	0	229	0.8996
3	0	159	442	0	116	271	234	1222	0.6383
4	252	3250	12717	246	7606	5295	14718	44084	0.9944
5	82	3108	3923	1638	12119	11126	11511	43507	0.7214
6	0	501	281	1701	3055	1305	755	7598	0.8282
7	0	235	30	893	1281	117	67	2623	0.9745
Total	334	7276	17522	4478	24177	18191	27285	99263	
ErrorO	1.0000	0.9968	0.9748	0.9451	0.4987	0.9283	0.9975		0.8569

ErrorO = Errors of Omission (expressed as proportions)

ErrorC = Errors of Commission (expressed as proportions)

90% Confidence Interval = +/- 0.0018 (0.8551 - 0.8588)

95% Confidence Interval = +/- 0.0022 (0.8547 - 0.8591)

99% Confidence Interval = +/- 0.0029 (0.8541 - 0.8598)

KAPPA INDEX OF AGREEMENT (KIA)

Using AMC1 as the reference image...

Category KIA

2 0.0293

3 0.2249

4 -0.0414

5 0.0463

6 -0.0141

7 -0.3438

EROSION

Category KIA

1 0.0000

2 0.0009

3 0.0131

4 -0.7001

5 0.1121

6 -0.0052

7 -0.0246

OVERALL KAPPA = -0.0086

ANNEXE 6

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
1	25	33	8	1	1	0	0	68	0.6324
2	85	286	384	235	85	35	38	1148	0.7509
3	66	160	276	293	203	89	124	1211	0.7721
4	67	190	341	454	392	291	486	2221	0.7956
5	91	252	421	649	748	620	1506	4287	0.8255
6	145	304	596	848	1042	980	3451	7366	0.8670
7	2396	2633	4787	6670	7927	8611	48997	82021	0.4026
Total	2875	3858	6813	9150	10398	10626	54602	98322	
ErrorO	0.9913	0.9259	0.9595	0.9504	0.9281	0.9078	0.1027		0.4735

ErrorO = Errors of Omission (expressed as proportions)

ErrorC = Errors of Comission (expressed as proportions)

90% Confidence Interval = +/- 0.0026 (0.4709 - 0.4761)

95% Confidence Interval = +/- 0.0031 (0.4704 - 0.4766)

99% Confidence Interval = +/- 0.0041 (0.4694 - 0.4776)

KAPPA INDEX OF AGREEMENT (KIA)

Using AMC1 as the reference image...

Category KIA

1 0.3486

2 0.2185

3 0.1704

4	0.1228
5	0.0769
6	0.0280
7	0.0945

DEGRADATION

Category KIA

1	0.0080
2	0.0632
3	0.0285
4	0.0277
5	0.0296
6	0.0187
7	0.3808

OVERALL KAPPA = 0.0904

ANNEXE 7

	1	2	3	4	5	6	7	Total	ErrorC
1	0	0	0	0	0	0	320	320	1.0000
2	82	534	811	610	844	89	4003	6973	0.9234
3	43	501	2135	651	2189	346	11531	17396	0.8773
4	341	861	533	348	508	470	1407	4468	0.9221
5	617	2080	4206	2908	5158	1176	7952	24097	0.7859
6	27	148	2252	1944	2688	533	10178	17770	0.9700
7	0	63	1572	841	2216	347	22246	27285	0.1847
Total	1110	4187	11509	7302	13603	2961	57637	98309	
ErrorO	1.0000	0.8725	0.8145	0.9523	0.6208	0.8200	0.6140		0.6851

ErrorO = Errors of Omission (expressed as proportions)

ErrorC = Errors of Commission (expressed as proportions)

90% Confidence Interval = +/- 0.0024 (0.6827 - 0.6876)

95% Confidence Interval = +/- 0.0029 (0.6822 - 0.6880)

99% Confidence Interval = +/- 0.0038 (0.6813 - 0.6890)

KAPPA INDEX OF AGREEMENT (KIA)

Using EROSION as the reference image...

Category KIA

1 -0.0114

2 0.0355

3 0.0064

4	0.0039
5	0.0878
6	-0.0001
7	0.5536

AMC2

Category KIA

1	-0.0033
2	0.0609
3	0.0104
4	0.0023
5	0.1776
6	-0.0009
7	0.1501

OVERALL KAPPA = 0.1111

RÉFÉRENCES

- Ait Fora, Abderrahman, 1995 : Modélisation spatiale de l'érosion hydrique dans un bassin versant du Rif marocain : validation de l'approche géomatique par la sédimentologie, les traceurs radioactifs et la susceptibilité magnétique des sédiments. Thèse de PhD, Université de Sherbrooke, Québec, 250 p.
- Arnold, J.B., G. Wall, N. Moore, C.S. Baldwin et I.J. Shelton, 1989 : L'érosion du sol – Causes et effets- Gouvernement de l'Ontario.
- Asner, G.P., and D.B. Lobell, 2000: A biogeophysical approach for automated SWIR unmixing of soils and vegetation. *Remote sensing of environment*, 74:99-112.
- Baban, S.M.J., and K.W. Yusof, 2001: Modelling soil erosion in tropical environments using remote sensing and geographical information systems. *Hydrological sciences*, 46: 191-198.
- Bannari, A., D. Morin, G.B., Bénié, and F.J. Bonn, 1995: A theoretical review of different mathematical models of geometric corrections applied to remote sensing images. *Remote sensing reviews*, 13: 27-47.
- Bannari, A., J.R. Gibson, and D. Morin, 1997: The necessity of exterior orientation parameters for the rigorous geometric correction of MEIS-II airborne digital images. *Remote sensing reviews*, 16: 135-156.
- Bannari, A., P.M. Teillet et G. Richardson, 1999 : Nécessité de l'étalonnage radiométrique et standardisation des images numériques de télédétection. *Canadian journal of remote sensing*, 25 : 45-59.
- Bannari, A., D. Haboudane et F. Bonn, 2000 : Intérêt du moyen infrarouge pour la cartographie des résidus de cultures. *Journal canadien de télédétection*, 26 : 384-393.
- Ben Souda, 1997 : La lutte contre la désertification au Maroc : Une constante dans les plans de développement économique et social du Royaume. Ministère marocain de l'agriculture, 9 p.
- Bonn, F. et G. Rochon, 1992 : Précis de télédétection; Volume 1; Principes et méthodes. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, Québec, 485 p.
- Bou Kheir, R., M.C Girard, M. Khawlie, et C. Abadallah, 2001 : Érosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens: une revue bibliographique. *Étude et gestion des sols*, 8: 231-245.
- Bridges, E.M., 1997: World Soils, Third Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 170p.
- Brousseau, L. et L. LeBel, 2002 : Le SIG et l'analyse multicritère pour la prise en compte des autres utilisateurs de la forêt lors de la planification des opérations forestières. Colloque sur la planification forestière, Rimouski 31oct. - 1^{er} nov. 2002

Burrough, P.A., 1986 : Principles of geographical informations systems for land resources assessment. Clarendon Press, Oxford, 194 p.

Burrough, P.A., and R.A. McDonnell, 2000 : Principles of geographical information systems; Spatial information systems and geostatistics. Oxford University Press, Oxford, 333 p.

Carver, S.J., 1991: Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International journal geographical information systems*, 5: 321-339.

Cavallo, A., and M.F. Norese, 1998: GIS and multicriteria analysis to evaluate and map erosion and landslide hazards. *Informatica* 12 : 25-44.

CCRS (Centre canadien de télédétection), 2003: Notions fondamentales de télédétection.
http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/ccrs/learn/tutorials/fundam/fundam_f.html

Chmelová, R., and B. Šarapatka, 2002: Soil erosion by water: Contemporary research methods and their use. *Geographica*, 37:23-30.

Chou, Y.H., 1997: Exploring spatial analysis in geographic information systems, ONWORD Press, Sante Fe, USA, 474 p.

Congalton, R.G., 1991: A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37 :35-46.

Courault, D., M.C. Girard, et R. Escadafal, 1988 : Modélisation de la couleur des sols par télédétection. Actes du 4^{ième} Colloque international signatures spectrales d'objets en télédétection. Co. R. Acad. Sci. Paris Sér. II, 312 :1385-1391.

Crosetto, M., and S. Tarantola, 2001: Uncertainty and sensitivity analysis: tools for GIS-based model implementation. *International journal geographical information science* 15: 415-437.

Cummings, D. 1999. What is soil degradation. State of Victoria, Departement of Natural Resources and Environment. 2p.

De Jong, S.M., 1994 :Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modeling soil erosion. *Earth surface processes and landforms*, 19:165-178.

De Jong, S.M., M.L. Paracchini, F. Bertolo, S. Folving, J. Megier, and A.P.J. de Roo, 1999: Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. *Catena*, 37:291-308.

De Roo, A.P.J., L. Hazelfhoff, and P.A. Burrough, 1989: Soil erosion modeling using 'ANSWERS' and geographical information systems. *Earth surface processes and landforms*, 14:517-532.

Deschamps, P.Y., M. Herman et D. Tanré, 1981 : Influence de l'atmosphère en télédétection des ressources terrestres. Modélisation et possibilités de correction. Colloque int. signatures spectrales d'objets en télédétection, Avignon, 8-11 sept : 543-558.

Descloitres, J. 2002. Morocco. Visible Earth, NASA.
<http://visibleearth.nasa.gov/cgi-bin/viewrecord?11571>

Drake, N.A., S. Mackin, and J.J. Settle, 1999: Mapping vegetation, soils and geology in semiarid shrublands using spectral matching and mixture modeling of SWIR AVIRIS imagery. Remote sensing of environment, 68:12-25.

El Harti, A, 2002: Communication personnelle.

Escadafal, R., 1989: Remote sensing of arid soil surface color with Landsat Thematic Mapper. Adv. Space. Res., 9:159-163.

Escadafal, R. et A. Huete, 1991 : Étude des propriétés spectrales des sols arides appliquée à l'amélioration des indices de végétation obtenus par télédétection. Co. R. Acad. Sci. Paris Sér. II, 312 :1385-1391.

Escadafal, R., C. Gouinaud, R. Mathieu, and M. Pouget, 1993 : Le spectroradiomètre de terrain: un outil de la télédétection et de la pédologie. Cah. Orstom, Sér. Pédol., Vol XXVIII, 1 :15-29.

Escadafal, R., A. Belghit, and A. Ben Moussa, 1994: Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride. Actes du 6^{ième} Symposium international sur 'Mesures physiques et signatures en télédétection, Val d'Isère : 253-259.

Escadafal, R., and J. Megier, 1998: CAMELEO: A concerted research effort to develop validated desertification monitoring techniques in northern Africa. Colloque international L'observation spatiale: outil pour l'étude du bassin méditerranéen, Tunis, CNES, Toulouse.

ESRI, 2001 : ESRI help files.

FAO, 1956 : Revue internationale des forêts et des produits forestiers (Unasylva), Vol. 10
www.fao.org/docrep/x5380f/x5380f00.htm#contents

FAO et PNUE, 1984 : Directives pour la lutte contre la dégradation des sols. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Rome, Italie, 40 p.

FAO, 1990 : Conservation des sols et des eaux dans les zones semi-arides. Bulletin pédologique 57 :182 p.

FAO, 1998: World Reference Base for Soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United States, Rome.
www.fao.org/docrep/W8594E/W8594E00.htm

FGDC.1999. Positional accuracy handbook; Using the national standard for spatial data accuracy to measure and report geographic data quality. 29 p.

Finn. J.T,1993: Use of the average mutual information index in evaluating classification error and consistency. International journal of geographical information systems, 7:349-366.

Flanagan, D.C, and M.A. Nearing, 1995: Water Erosion Prediction Project Technical Documentation. NSERL Report, 10 USDA-ARS NSERL, West Lafayette, USA.

Frescino, T.S., T.C. Jr. Edwards, and G.G. Moisen, 2001: Modelling spatially explicit forest structural attributes using generalized additive models. Journal of vegetation science, 12: 15-26.

Galvao, L.S., M.A. Pizzaro, and J.C. Neves Epiphanyo, 2001: Variations in reflectance of tropical soils: spectral-chemical composition relationships from AVIRIS data. Remote sensing of environment, 75:245-255.

Garg, P.K., and A.R. Harrison, 1992: Land degradation and erosion risk analysis in S.E. Spain: A geographic information system approach. Catena, 19:411-425.

Gerrard, J, 2000: Fundamentals of soils. Routledge, New York, 230 p.

Gong, J., A. Li, Q. Zhu, H. Sui, and Y. Zhou, 2000: Effects of various factors on the accuracy of DEMs: an intensive experimental investigation. Photogrammetric engineering and remote sensing, 66: 1113-1117.

Haboudane, D, 1999 : Intégration des données spectrales et géomorphométriques pour la caractérisation de la dégradation des sols et l'identification des zones de susceptibilité à l'érosion hydrique. Thèse de PhD, Université de Sherbrooke, Québec, 174p.

Haboudane, D., F. Bonn, A. Royer, S. Sommer, et W. Mehl, 2000 : Utilisation des indices décrivant la forme des spectres pour l'évaluation de la dégradation des sols d'un milieu semi-aride au sud-est de l'Espagne. La télédétection en Francophonie : analyse critique et perspectives. Ed. AUF, pp.153-161.

Haddouche, I., F. Benhamouda et K. Djili, 2001 : Cartographie pédopaysagique de synthèse par télédétection « images Landsat TM ». Cas de la région de Ghassoul (El Bayadh). 3ième Colloque GEOFCAN, 25-26 septembre 2001, Orléans, France.

Hajkowicz, S.A., G.T. McDonald, and P.N. Smith, 2000: An evaluation of multiple objective decision support weighting techniques in natural resource management. Journal of environmental planning and management, 43: 505-518.

Hill, J, 1998: The desertification issue : monitoring environmental change in arid and mediterranean ecosystems with remote sensing. Colloque international L'observation spatiale: outil pour l'étude du bassin méditerranéen, Tunis, CNES, Toulouse.

Howes, S., and M.G. Anderson, 1988. Computer simulation in geomorphology, Modelling geomorphological system, ed. M.G. Anderson, John Wiley & Sons, 421 – 440.

Hu, Y.H., H.B. Lee, and F.L. Scarpace, 1999: Optimal linear spectral unmixing. IEEE Transactions on geoscience and remote sensing, 37:639-644.

Huete, A.R., and R. Escadafal, 1991: Assessment of biophysical soil properties through spectral decomposition techniques. Remote sensing of environment, 35:149-159.

Hunt, G.R., and J.W. Salisbury, 1970: Visible and near infrared spectra of minerals and rocks: I: Silicate minerals. Modern Geol., 1:283-300.

Husdal, J, 2002: Geographical Decision Making; Different approaches in IDRISI.
<http://www.husdal.com/mscgis/gdm.htm>

IDRISI, 1999: Guide to GIS and image processing volume 2. Clark University, Worcester, MA, USA, 170 p.

Itten, K.I., and P. Meyer, 1993: Geometric and radiometric correction of TM data of mountainous forested areas. IEEE transactions on geoscience and remote sensing, 31: 764-770.

Jackson, R.D., P.J. Pinter, J. Paul, R.J. Reginato, J. Robet, and S.B. Idso, 1980: Hand-held radiometry. U.S. Department of agriculture science and education administration, Agricultural reviews and manuals, ARM-W-19, Phoenix, Arizona, USA, 66 p.

Jansson, M.B, 1982: Land erosion by water in different climates. Doctoral Thesis, Uppsala University, Sweden, 151 p.

Joao, E.M., 1998: Causes and consequences of map generalization, Taylor & Francis, Bristol, USA, 266 p.

Koch, M, 2000: Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain. International journal of remote sensing, 21:457-473.

Kirkby, M.J., K. Atkinson, and J. Lockwood, 1990: Aspect, vegetation cover and erosion on semi-arid hillslopes. Vegetation and Erosion: Processes and Environments, ed. J.B. Thornes, John Wiley and Sons, 25-40.

Landis, J. and G.G. Koch, 1977: The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics, 33: 159-174.

Leone, A.P., G.G. Wright, and C. Corves, 1995: The application of satellite remote sensing for soil studies in upland areas of southern Italy. International journal of remote sensing, 16:1087-1105.

Li, Z., 1988: On the measure of digital terrain model accuracy. Photogrammetric record, 12:873-877.

Li, Z., 1994: A comparative study of the accuracy of digital terrain models (DTMs) based on various data models. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 49:2-11.

Liu, J.G., and J.M. Moore, 1990: Hue image RGB composition. A simple technique to suppress shadow and enhance spectral signature. *International journal of remote sensing*, 11: 1521-1530.

Longley, P.A., M.F. Goodchild, D.J. Maguire, and D.W. Rhind, 2001: Geographic information systems and science. John Wiley & Sons, Toronto, 454 p.

Madeira, J., A. Bédidi, B. Cervelle, M. Pouget, and N. Flay, 1997 : Visible spectrometric indices of hematite (Hm) and goethite (Gt) content in lateritic soils : the application of a Thematic Mapper image for soil mapping in Brasilia, Brazil. *International journal of remote sensing*, 18: 2835-2852.

MAEF (Ministère de l'Agriculture, du développement rural et des eaux et forêts), 2001 : Programme d'action national de lutte contre la désertification. Royaume du Maroc, 93 p.

Mathieu, R., M. Pouget, B. Cervelle, and R. Escadafal, 1998 : Relationships between satellite based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typic soil color of an arid environment. *Remote sensing of environment*, 66:17-28.

Mattikalli, N.M., 1997: Soil color modeling for the visible and near-infrared bands of Landsat sensors using laboratory spectral measurements. *Remote sensing of environment*, 59:14-28.

Melia, J., M.T. Younis, and M.A. Gilabert, 1998: The use of remotely sensed data in the study of the desertification process in Medalus Project. Colloque international L'observation spatiale: outil pour l'étude du bassin méditerranéen, Tunis, CNES, Toulouse.

Metternicht, G.I., and A. Fermont, 1998: Estimating erosion surface features by linear mixture modeling. *Remote sensing of environment*, 64:254-265.

Millward, A.A., and J.E. Mersey, 1999: Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38:109-129.

Ministère de la prévision économique et du plan, Direction de la statistique, 2000 : Royaume du Maroc.

www.statistic.gov.ma

Monbaron, M., D.A. Russell, and P. Taquet, 1999 : *Atlasaurus imelakei* n.g., n.sp. a brachiosaurid-like sauropod from the Middle Jurassic of Morocco. *Sciences de la terre et des planètes*, Acad. Sci. Paris, 329:519-526.

Moore, I.D., P.E. Gessler, G.A. Nielson, and G.A Peterson. 1993: Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil science society of america journal*, 2:443-452.

Morgan, R.P.C., and J.N. Quinton, 2001: Erosion modeling. Landscape erosion and evolution modeling, ed. Russell S. Harmon and William W. Doe III, Kluwer Academic/Plenum Publishers, NY, 540 p.

Mougenot, B. et D. Cailleau, 1995 : Identification par télédétection des sols dégradés d'un domaine sahélien au Niger. Surveillance des sols dans l'environnement par télédétection et système d'informations géographiques, ed. R., Escadafal, L. Thiombiano et M.A Mulders, Actes du symposium international AISS, Ouagadougou, 6-10 Février 1995, 429-443.

Mulders, M.A., and S. Sorateyan, 1995: GIS and remote sensing for mapping soils and erosion hazard in the kaya region. Surveillance des sols dans l'environnement par télédétection et système d'informations géographiques, ed. R., Escadafal, L. Thiombiano et M.A Mulders, Actes du symposium international AISS, Ouagadougou, 6-10 Février 1995, p.63-77.

Mustard, J.F., 1993: Relationships of soil, grass, and bedrock over the Kaweah Serpentinite melange through spectral mixture analysis of AVIRIS data. *Remote sensing of environment*, 44:293-308.

Naesset, E., 1996: Use of the weighted Kappa coefficient in classification error assessment of thematic maps. *International journal of geographical information systems*, 10: 591-604.

Paracchini, M.L., F. Bertolo, S. Folving, and J. Megier, 1998: Remote sensing and GIS for land degradation assessment. *Proceedings of the 17th EARSEL Symposium on future trends in remote sensing*, Lingby, Denmark, 17-19 June 1997:235-241.

Parenteau, M.P. A. Bannari, A. El-Harti, M. Bachaoui et A. El-Ghmari, 2003: Characterization of the state of soil degradation by erosion using the hue and coloration indices. *Proceedings of the 2003 IEEE International geoscience and remote sensing symposium*, Toulouse, France

Pereira J.M.C., and L. Duckstein, 1993: A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation. *International journal of geographical information systems*, 7: 407-424.

Poesen, J.W., B. Van Wesemael, K. Bunte, and A. Solé Benet, 1998: Variation of rock fragment cover and size along semiarid hillslopes: a case study from southeast Spain. *Geomorphology*, 23:323-335.

Qi, J., A. Chehbouni, A.R. Huete, and Y.H. Kerr, 1994: Modified soil adjusted vegetation index (MSAVI(2)). *Remote sensing of environment*, 48, 119-126.

Quinton J., 1997: Reducing predictive uncertainty in model simulations: a model comparison of two methods using the European Soil Erosion Model (EUROSEM). *Catena*, 30:101-117.

Reusing, M., T. Schneider, and U. Ammer, 2000: Modelling soil loss rates in the Ethiopian highlands by integration of high resolution MOMS-02/D2-Stereo-Data in a GIS. *International journal of remote sensing*, 21:1885-1896.

Rondeaux, G., M. Steven, and F. Baret, 1996: Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote sensing of environment*, 55:95-107.

Roose, E., 1977: Érosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest; vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales, Cahiers Orstom, Paris, 108 p.

Roose, E., M. Arabi, K. Brahamia, R. Chebbani, M. Mazour et B. Morsli, 1993: Érosion en nappe et ruissellement en montagne méditerranéenne algérienne. Réduction des risques érosifs et intensification sur la production agricole par la GCES: Synthèse des campagnes 1984-1995 sur un réseau de 50 parcelles d'érosion. Cahiers Orstom, Paris, 289-308.

Roose, E., 1994 : Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES), Bulletin pédologique de la FAO 70, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. <http://www.fao.org/docrep/T1765f00.htm>

Rosenfield, G., and M. Melley, 1980: Applications of statistics to thematic mapping. Photogrammetric engineering and remote sensing 46:1287-1294.

Rouse, J.W., R.W. Haas, J.A. Schell, D.W. Deering, and J.C. Harlan, 1974: Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation, NASA/GSFCT Type III Final report, Greenbelt, USA.

Saaty, T.L., 1977: A scaling method for priorities in hierarchical structures, Journal of mathematical psychology, 15:234-281.

Schmidt, F., 2002: TOPOCROP Terrain Indices. Developed for the precision agriculture project (www.preagro.de) University of Rostock, Germany. (Download available through ESRI website)

Stehman, S.V., 1999: Comparing thematic maps based on values. International journal of remote sensing. 20: 2347-2366.

Story, M., and R.G. Congalton, 1986: Accuracy assesement; A user's perspective. Photogrammetric engineering and remote sensing, 52:397-399.

Tanré, D., 1982: Interaction rayonnement-aérosols. Applications à la télédétection et au calcul du bilan radiatif, Thèse de Docteur Es-Science Physique de l'Université de Lille, France.

UNEP, 2002 : Global environment outlook 3: Past, present, and future perspectives. Nairobi, Kenya., 426 p. <http://geo.unep-wcmc.org/geo3/>

UNEP Geo Data Portal, 2002 : Human Induced Soil Degradation (GLASOD). <http://geodata.grid.unep.ch/>

Van Der Knijff, R.J, A. Jones, and L. Montanarella. 2000. Soil erosion risk assessment in Italy. www.hyd.citg.tudelft.nl/vanderknijff/docs/valencia2000.pdf

Van Kreveld, M., 1997: Digital elevation models and TIN algorithms. Algorithmic foundations of geographic information systems, ed. Van Kreveld, M., J. Nievergelt, T. Roos, and P. Widmayer Editors, Springer, New York:37-78.

Van Lynden, G.W.J., 2000: Guidelines for the assessment of soil degradation in central and eastern Europe. FAO and ISRIC, Rome, Italy, 20 p.

Wischmeier, W.H., and D.D. Smith, 1958: Rainfall energy and its relationship to soil loss. Trans. Am. Geophys. Union, 39:285-291.

Zine, S., 2000 : Déconvolution des signatures spectrales de séries d'images satellitaires: application à la surveillance écologique de milieux arides. DEA Sciences de l'information géographique, Mémoire de fin de stage, Université De Marne-La-Vallée, 50 p.