COLLOQUE ET CONGRÈS
«SCIENCE ET CHANGEMENTS PLANÉTAIRE/ SECHERESSE»

UNIVERSITÉS FRANCOPHONES

L'Homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?

R. Pontanier, A. M'Hiri, J. Aronson
N. Akrimi, E. Le Floc'h

ORGANISATEURS

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE

MINISTERE DE L'AGRICULTURE

SECRETARIAT D'ETAT A LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE ET A LA TECHNOLOGIE

INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DEVELOPPEMENT EN COOPERATION

ORSTOM 1944-1994

L'Homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?

L'Homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?

TEXTES RASSEMBLÉS SOUS LA DIRECTION DE :

R. Pontanier
A. M'Hiri
N. Akrimi
J. Aronson
E. Le Floc'h
A. Kallala

John Libbey EUROTEXT

British Library Cataloguing in Publication Data
A catalogue record for this book is available from the British Library.
ISBN 2-7420-01018

Éditions John Libbey Eurotext
127, avenue de la République, 92120 Montrouge, France.
Tél : (1) 46.73.06.60

John Libbey and Company Ltd
13, Smiths Yard, Summerley Street, London SW18 4HR, England.
Tel : (1) 947.27.77

John Libbey CIC
Via L. Spallanzani, 11, 00161 Rome, Italy.
Tel : (06) 862.289

© John Libbey Eurotext, 1995, Paris.

Préface

La désertification et la dégradation des terres des zones arides constituent un problème d'environnement d'envergure mondiale, au même titre que les changements climatiques ou l'appauvrissement de la couche d'ozone. Il ne s'agit pas d'une préoccupation propre aux pays directement touchés, car ses impacts socio-économiques négatifs tels que la pauvreté et l'émigration massive constituent des facteurs d'instabilité et d'insécurité susceptibles d'affecter les pays nantis du Nord.

Il s'agit en effet d'une question vitale pour le développement durable et la sécurité dans le monde. Et de la réponse que l'humanité saurait lui apporter dépendra dans une grande mesure l'avenir des générations actuelles et futures.

Conscient des répercussions néfastes de la désertification sur son développement, notre pays n'a ménagé aucun effort pour assumer à plein sa responsabilité nationale dans la lutte contre ce fléau. En témoignent le budget considérable et les grands programmes engagés pour faire face à l'érosion, l'ensablement ou la salinisation des sols.

Nous sommes toutefois conscients que l'effort des pays du Sud, aussi énorme et sérieux soit-il, ne saurait aboutir, en l'absence d'un coopération internationale agissante et solidaire. Le développement durable ne saurait être sans l'harmonieuse complémentarité de l'effort national et de la solidarité globale.

La Tunisie a, à maintes reprises, lancé des vibrants appels en faveur d'un partenariat global pour lutter contre ce fléau qui menace sérieusement le développement et la stabilité dans le monde. Avant la tenue du sommet de la Terre à Rio (le 16 octobre 1991 à Rome dans son discours prononcé à la FAO) le Président Ben Ali a appelé au nom de la Tunisie et du Continent Africain à "un effort mondial solidaire" qui servirait les intérêts de tous.

Notre pays qui accueille chaleureusement ce Congrès International sur la Restauration des Terres Dégradées, des Zones Arides et Semi-Arides, souhaite le renforcement et la multiplication d'initiatives de rencontre, d'échange et de coopération pour la mise en œuvre de la Convention Internationale de lutte contre la désertification. La Tunisie qui a fait de son mieux (lors du sommet de Rio et durant les multiples sessions de négociations) pour que cette convention aboutisse, souhaite que les gouvernements mais également les

scientifiques, les ingénieurs, et les ONG du monde fassent un front commun contre la désertification et la dégradation des terres.

Il y va de notre avenir à tous, car, comme l'a si bien exprimé le Président Ben Ali dans son discours à Rome, "un pays aujourd'hui menacé de désertification sera, demain, une voie ouverte à l'invasion par le désert du pays voisin".

Mohamed Mehdi Milka
Ministre de l'Environnement
et de l'Aménagement du Territoire

Les Éditeurs

Roger Pontanier, actuellement en poste en Tunisie, est pédologue de l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération. Il partage son temps entre des activités de recherches et de formation sur les processus de la désertification et la réhabilitation des terres dégradées au nord et au sud du Sahara, et l'animation de l'unité de recherche UR 34/MAA/ORSTOM "Diversité, Fonctionnement, Dynamique, et Réhabilitation des Ecosystèmes". Il est membre fondateur du Réseau Zones Arides (RZA)

Mission ORSTOM Tunisie BP 434 1004 Tunis ; Téléphone : 216 1 750009 ; Fax : 216 1 750254 ;
E.mail : ponpon@tunis.orstom.rio.org

Ali M'Hiri, professeur de sciences du sol à l'Institut National Agronomique de Tunisie, est ingénieur agronome titulaire d'un doctorat ès science. Outre ses tâches professorales, il est coordonateur de la filière "Sciences du Sol et Environnement" et mène en Tunisie des recherches sur la gestion de la fertilité des sols et sur leur aménagement. Coordonnateur et membre des conseils scientifiques de nombreux projets de recherche pour le développement, il est un spécialiste de la gestion conservatoire du milieu rural. Il est président du Comité National de Fertilisation.

INAT 43 avenue Charles Nicolle, 1082 Tunis Mahrajene ; Téléphone : 216 1 280950 ; Fax : 216 1 799391

Nourredine Akrimi, Président Directeur Général de l'Institut des Régions Arides de Tunisie, est ingénieur agronome titulaire d'un doctorat ès science. Il participe à de nombreux projets de recherche sur la gestion des ressources naturelles en zones arides et désertiques. Il préside la commission nationale d'Aridologie, et fait partie de nombreux comités et commissions scientifiques d'organismes nationaux et internationaux opérant dans le cadre de l'environnement rural et de la lutte contre la désertification. Il est membre du RZA.

IRA route de Djorf km 22 4119 Medenine Tunisie ; Téléphone : 216 1 640661 ; Fax : 216 1 640435

James Aronson est écologue au Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive du CNRS à Montpellier. Antérieurement, il a été chercheur associé au Missouri Botanical Garden, travaillant sur la flore et la biogéographie de l'Amazonie péruvienne, puis chargé d'études sur les ressources génétiques à la station de Be'er Sheva (Israël). Il est spécialiste de la restauration et de la réhabilitation des phytocénoses en zones arides et semi-arides, et, en particulier, du rôle fonctionnel des légumineuses pérennes dans la fixation de l'azote. Il est membre du RZA.

CEFE/CNRS BP 5051 34033 Montpellier Cedex 1, France ; Téléphone : 33 67613311 ; Fax : 33 67412138
E mail : aronson@cefe.cnrs-mop.fr.

Edouard Le Floc'h, après un long séjour en Tunisie, est aujourd'hui écologue au Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive du CNRS à Montpellier. Il consacre au partenariat une grande partie de son temps qu'il partage entre la recherche et la formation. Il est devenu un spécialiste de l'écologie de la restauration et de la réhabilitation des terres arides et dégradées de Tunisie, Mali, Chili, Mexique, Egypte entre autres. Il est membre fondateur du RZA.

CEFE/CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier, Cedex 1, France ; Téléphone : 33 67613280 ; Fax : 33 67412138
E mail : lefloch@cefe.cnrs-mop.fr.

Le Réseau Zones Arides

Créé en 1984, à l'initiative de chercheurs de l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération, et du Centre National de la Recherche Scientifique, le Réseau Zones Arides (RZA) regroupe des spécialistes (enseignants, chercheurs, décideurs, aménagistes, etc.) dont l'action est engagée dans la problématique globale du Biome Aride. Le RZA compte aujourd'hui 400 membres répartis dans une quarantaine de pays ; ils représentent 25 disciplines dont l'essentiel relève de l'écologie végétale et des sciences du sol. Le RZA s'identifie comme un relais de l'information scientifique et comme un organe de communication permettant des échanges efficaces et attractifs entre les communautés du Sud et du Nord. En raison de ses choix et options conformes à l'esprit du programme international *Man and Biosphere* de l'UNESCO, le RZA a reçu le label du Comité National Français du MAB.

Sommaire

Préface du Ministre de l'Environnement V
Préambule XIII
Discours d'ouverture XV
Remerciements XVII
Liste des participants XIX
Comités XXVI

Section I. La relation homme-milieu : une histoire ancienne. Concepts, vocabulaire de la reconstitution du milieu, fragilité et spécificité des zones arides et semi-arides lors des actions de réhabilitation. Indicateurs microclimatiques et hydrologiques de la dégradation et de la réhabilitation des systèmes

1. **L'Homme : de la dégradation à la restauration des ressources naturelles**
   E. Makhlouf (INAT, Tunisie) 3
2. **Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts**
   J. Aronson, C. Floret, E. Le Floc'h (CEFE/CNRS, France), C. Ovalle (INIA, Chili), R. Pontanier (ORSTOM, Tunisie) 11
3. **Micrométéorologie des phénomènes de dégradation et de restauration des terres ; facteurs microclimatiques en jeu**
   C. Riou (INRA, France) 31
4. **La réhabilitation des régimes hydriques et hydrologiques des terres semi-arides dégradées**
   B. Pouyaud (ORSTOM, Bolivie), J. Albergel (ORSTOM, Sénégal), H. Camus (ORSTOM, Tunisie), P. Chevallier, J.M. Lamachère (ORSTOM, France) 49
5. **Dégradation, régénération et mise en valeur des terres sèches d'Afrique**
   H.N. Le Houérou (CEFE/CNRS, France) 65

Section II. Aspects scientifiques et technologiques de la restauration et de la réhabilitation des principaux attributs vitaux et fonctions des systèmes écologiques dégradés par les voies d'une démarche sectorielle

6. **Rôle des ressources en eau dans la réhabilitation des terres dégradées en zones arides et semi-arides**
   A. Mamou (Direction Générale des Ressources en Eau, Tunisie) 105

7. **Impact des travaux anti-érosifs sur les crues et le transport solide en Tunisie centrale**
M. Bergaoui (École Supérieure des Ingénieurs de l'Equipement Rural, Tunisie), H. Camus (ORSTOM, Tunisie) 113
8. **Réhabilitation de vertisols dégradés (sol *hardés*) au Nord-Cameroun**
D. Masse, C. Floret (ORSTOM, Sénégal), P. Donfack, L. Seiny-Boukar (ORSTOM, Cameroun), R. Pontanier (ORSTOM, Tunisie) 127
9. **Un essai de réhabilitation en zone aride. Le cas de Menzel Habib (Tunisie)**
E. Le Floc'h (CEFE/CNRS, France), M. Neffati (IRA, Tunisie), M. Chaïeb (Faculté des Sciences, Tunisie), R. Pontanier (ORSTOM, Tunisie) 139
10. **Pâturages à légumineuses annuelles : un élément essentiel pour la restauration et la réhabilitation des écosystèmes méditerranéens sous faible pluviométrie**
M. A. Ewing (Centre for Legumes in Mediterranean Agriculture, University of Western Australia) 161
11. **Reconstitution de l'hétérogénéité environnementale par les techniques de restauration : interactions des espèces, caractéristiques du micro-site et pertinence avec la diversité des espèces**
S.S. Dhillion (CEFE/CNRS, France) 187
12. **Souches résistantes de *Rhizobium* dans une rhizosphère caractérisée d'*Acacia* au Nord et au Sud du Sahara**
S. Grego, P. Quatrini, L. Badalucco, F. De Cesare, C. Zanotti, I. Cacciari (Universita della Tuscia, Italia) 201
13. **Les arbustes fourragers exotiques. Leur intérêt pour la réaffectation des terres dégradées des régions arides et désertiques tunisiennes**
M.S. Zaafouri, N. Akrimi (Institut des Régions Arides, Tunisie), Ch. Floret , E. Le Floc'h (CEFE/CNRS, France), R. Pontanier (ORSTOM, Tunisie) 211
14. **Restauration et réhabilitation d'agroécosystèmes du *secano interior* au Chili Central**
C. Ovalle, A. Del Pozo, J. Avendaño (INIA, Chile), J. Aronson (CEFE/CNRS, France) 231

Section III. Les tentatives de restauration et de réhabilitation par démarches globales

15. **Le *zaï*, une technique traditionnelle africaine de réhabilitation des terres dégradées de la région soudano-sahélienne (Burkina Faso)**
E. Roose (ORSTOM, France), V. Kabore, C. Guenat (École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse) . 249

16. **Les dégradations des sols en régions semi-arides au Brésil et en Afrique de l'Ouest. Comparaison et conséquences. Suggestions sur leurs réhabilitations respectives**
J.C. Leprun (ORSTOM, Brésil),
F. Barreto Rodriguez E Silva (CNPS, Brésil) 267
17. **Réhabilitation d'un écosystème semi-aride au Sénégal par l'aménagement des éléments de paysage**
J. Albergel, M. Grouzis (ORSTOM, Sénégal),
M. Diatta, M. Sene (ISRA, Sénégal), P. Perez (CIRAD, France) 293
18. **Pour une approche holistique de la restauration des terres soumises à l'érosion hydrique dans le Nord-Ouest de la Tunisie**
A. M'Hiri, M. Ben Saïd, M.S. Bachta (Institut National Agronomique de Tunisie),
M. Kaabia (Institut National de Recherche Agronomique de Tunisie) 307
19. **Paysages oasiens et réhabilitation des oasis de la Nefzaoua (Tunisie)**
H. Sahnoun (Centre National de Télédétection, Tunisie),
J.O. Job (ORSTOM, Tunisie),
C. Zidi, A. M'Timet (Ministère de l'Agriculture, Tunisie) 325
20. **Réhabilitation des terres pastorales au Sahel occidental africain (zone lacustre du Mali)**
A. Rivas, Ph. Hellemans, R. Compère, A. Bulgen (Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique) 337
21. **Étude de la désertification le long d'un transect nord-sud en Algérie, possibilité de restauration**
H. Achour - Kadi-Hanifi, M. Dahmani-Megrerouche (Unité de Recherche sur les Ressources Biologiques Terrestres, Algérie) 355

Section IV. L'intégration des actions de restauration, réhabilitation et réaffectation dans les systèmes et paysages agraires

22. **Évaluation et faisabilité économiques et sociales des actions de restauration, réhabilitation, réaffectation ("RRR") des écosystèmes dégradés en zones aride et semi-aride**
A. Abaab (IAM, France / IRA, Tunisie),
J.P. Chassany (INRA-ESR, France) 369
23. **Réhabilitation des terres et synergie agriculture-élevage au sein de systèmes de production modernisés en région sahélo-soudanienne sénégalaise**
A. Buldgen, M. Piraux, R. Compère (Faculté des Sciences Agronomiques, Belgique) 389
24. **La réhabilitation des espaces dégradés, une entreprise globale**
M. Alifriqui, A. Benchaâbane (GTZ/ORMVA, Maroc),
B. Jaafar (Université Cadi Ayyad, Maroc) 403

25. Restauration des sols et politiques foncières en Tunisie : une interrogation
M.S. Bachta (Institut National Agronomique, Tunisie) 419
26. Structures socio-spatiales et lutte contre la désertification dans la vallée du Draâ Moyen (Maroc)
B. Jaafar (GTZ/ORMVA, Maroc),
L. Ouhajou (Faculté des Lettres et Sciences Humaines, Maroc) 429
27. Évaluation économique et environnementale des lacs collinaires en Tunisie. Le cas d'El Gouazine (Ousslatia - Kairouan)
S. Selmi (ORSTOM, Tunisie), S. Zekri (ESA, Tunisie) 439

Conclusions générales 449
Discours de clôture 451

Préambule

Au cours des dernières décennies, de nombreuses manifestations internationales ont fait le point des connaissances concernant la dégradation, la désertification et la baisse de la productivité des terres en zone aride, ainsi que celui des conséquences socio-économiques de ces phénomènes.

A ces occasions, des ébauches de solutions pour lutter contre ces désordres, voire désastres écologiques, ont été avancées, et de nombreuses tentatives visant à "refaire ce que l'homme avait défait" ont été engagées.

Menées empiriquement au début, faisant appel à des stratégies trop sectorielles, négligeant l'approche globale et s'appuyant trop souvent sur des modèles inversés de la dégradation, ces premières tentatives ont connu des succès divers. Cependant, toutes ces interventions visant, soit à la remontée biologique des terres et à leur revégétalisation, soit à l'amélioration de l'efficience de l'eau ou encore à l'inversion des processus des différentes formes de l'érosion sont riches en enseignements et permettent aujourd'hui de jeter les bases d'une écologie de la restauration.

C'est donc dans ce cadre, conformément aux mesures inscrites à l'Agenda 21 de la conférence de Rio, que s'est tenu en Tunisie, du 14 au 19 novembre 1994, un congrès international sur la "restauration et la réhabilitation des terres dégradées des zones arides et semi-arides", visant à faire le point des connaissances en la matière. Les principaux objectifs de cette manifestation étaient :

- réunir des chercheurs et des praticiens du Nord et du Sud possédant une expérience de la restauration, de la réhabilitation et de la réaffectation des systèmes écologiques dégradés et désertifiés de la zone aride ;
- promouvoir les échanges, le renforcement et le suivi des expériences des pays affectés dans leurs efforts pour minimiser les nuisances de la dégradation des ressources face à une pression humaine sans cesse croissante ;
- aider les scientifiques à mieux évaluer et formuler leurs problématiques de recherche, jeter les bases d'une écologie de la réhabilitation, et aider les aménagistes à mieux utiliser les acquis de cette recherche dans un contexte de développement durable ;
- réunir ces différents acteurs, en Tunisie, pays très engagé dans les actions de développement visant à la remise en fonctionnement des systèmes écologiques dégradés des zones arides, tant sur le plan de recherches que des réalisations sur le terrain afin que les participants puissent bénéficier des acquis et les transférer dans leurs pays d'origine ;

- sensibiliser diverses institutions du Nord et du Sud, spécialisées dans la recherche et le développement, sur la nécessité de recenser les connaissances et d'effectuer des études préalables et de suivi, de caractère écosystémique, dans les tentatives de reconstruction de systèmes reproductibles des zones dégradées du biome aride, en vue d'une gestion durable des ressources renouvelables.

Ce congrès a réuni au cours d'une tournée de trois jours, et durant les débats en salle, 170 chercheurs, décideurs et techniciens, originaires de 22 pays du Nord et du Sud.

Le présent document n'a pas pour but de restituer dans leur intégralité ou exclusivement les actes de ce congrès. Les éditeurs espèrent seulement fournir au lecteur une vision à la fois pragmatique et réfléchie des problèmes posés par la restauration et la réhabilitation, et apporter par cet ouvrage la contribution du congrès aux sciences de la reconstitution du milieu rural.

Les textes rassemblés dans cet ouvrage n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.

Discours d'ouverture

Je suis heureux d'être parmi vous, à l'occasion de ce congrès international sur la restauration et la réhabilitation des terres dégradées des zones arides et semi-arides. Heureux d'être accueilli par nos amis tunisiens dont l'expérience et le savoir-faire dans les domaines de la recherche sur la dégradation et la fragmentation des paysages, ainsi que dans ceux de la restauration et de la réhabilitation des écosystèmes fragiles, sont reconnus par l'ensemble de la communauté internationale. La majorité d'entre vous a pu le vérifier sur le terrain au cours des trois journées d'excursion.

Je regrette de n'avoir pu y participer. J'ai eu cependant la chance, lors d'un voyage antérieur, il y a tout juste deux ans, d'apprécier l'efficacité des travaux de lutte pour conserver les eaux et le sol sur les terres en pente dans les régions de Siliana et de Kasserine, de visiter les réalisations concernant la réhabilitation des espaces pastoraux désertifiés à Menzel Habib, et de constater les travaux de remise en état des oasis. A cette occasion, j'ai pu aussi rencontrer les chercheurs de l'Institut des Régions Arides à El Fjé, avec lequel l'ORSTOM entretient depuis sa création un partenariat scientifique sur la remontée des milieux désertifiés. Je résumais mes impressions dans mon rapport de mission en écrivant : en Tunisie le sol est couvé et l'eau est traquée.

Un point m'avait frappé à cette époque : les différents acteurs (chercheurs, développeurs, techniciens, aménagistes...) affichaient tous une forte volonté de réaliser ensemble et rapidement ces tâches de reconstruction d'un environnement quelque peu désorganisé par le développement et la croissance démographique, et surtout leur souci de voir "durer ce qui avait été refait". Cette dernière remarque s'annonce comme le slogan ou le mot d'ordre du congrès, et je relève avec satisfaction que certaines interventions au cours de ce congrès traiteront cet aspect essentiel, faute de quoi le mythe de Sisyphe deviendrait réalité.

Au cours de cette mission, j'avais rencontré M. le Secrétaire d'État à l'Agriculture qui m'avait fait part de cette réflexion "... en Tunisie, nous sommes contraints d'intervenir rapidement pour sauvegarder et gérer au mieux certaines de nos ressources qui se raréfient, et maintenir certains équilibres précaires de notre environnement rural... Cette précipitation nous oblige à mener de front : action et réflexion, et même parfois à privilégier la première...". En tant que responsable d'un organisme de recherche, j'ai d'abord été troublé par cette provocation amicale mais délibérée. Aujourd'hui, je pense que dans le cadre d'une approche Recherche/Développement, ces deux aspects peuvent effective-

ment être conduits simultanément, à condition de disposer des bases et références scientifiques et techniques suffisantes. C'est dans ce sens que nous avons lancé il y a trois ans avec les Services du Ministère de l'Agriculture de nos hôtes une fructueuse coopération sur le thème de l'efficacité des lacs collinaires et des travaux de conservation des eaux et des sols dans les régions semi-arides de Tunisie. Ce type de travaux qui nécessite des équipes pluridisciplinaires (hydrologues, agronomes, pédologues, économistes, ...) illustre à mon sens, parfaitement l'intégration de la recherche dans les interventions de terrain.

Cependant, il me semble et, à condition qu'ils ne s'éternisent pas, que certains travaux de recherche sont des préalables aux actions de réhabilitation de grande envergure. Je citerai l'exemple d'un projet remarquable à maints égards, entrepris par la recherche sénégalaise (ISRA), tunisienne (IRA), l'Université italienne de Viterbo, le CNRS et l'ORSTOM, portant sur la "Réhabilitation des terres dégradées au nord et au sud du Sahara par utilisation de légumineuses pérennes et des micro-organismes associés". Suite à des échecs répétés, les chercheurs et aménagistes ont été amenés à se poser des questions fondamentales sur la reconstruction des écosystèmes, la reconstitution de leurs composants essentiels. Il s'agit, dans ce cas, non plus à strictement parler d'opération de Recherche/Développement, mais d'acquérir les bases scientifiques nécessaires à la reconstitution biologique des sols et à la revégétalisation d'espaces dégradés des zones arides du Sénégal et de la Tunisie. De tels projets nécessitent l'intervention de spécialistes d'horizons divers et que l'on n'a pas l'habitude de voir collaborer : des pastoralistes associés à des microbiologistes des sols, des hydrauliciens à des écologues... J'ai cité ce projet pour illustrer la nécessité méthodologique de l'approche globale dans les entreprises de restauration et de réhabilitation.

J'ai abordé plus haut les aspects concernant la faisabilité de la réhabilitation et la durabilité des systèmes reconstruits. Je suis convaincu que cette durabilité passe, en partie, par un questionnement qui fait intervenir au plus haut niveau l'homme qui vit sur les espaces à réhabiliter et qui en utilise les ressources. J'espère que la table ronde qui clôturera les travaux consacrera une large place à cet aspect.

Convaincu que ce congrès, dans un échange international, exigeant mais amical, permettra de formuler de nouvelles et fécondes thématiques de recherche et de promouvoir des procédures techniques plus innovantes permettant de rendre l'action plus efficace ici, en Tunisie comme pays pilote mais aussi dans de nombreuses autres régions du monde, je souhaite à notre congrès plein succès.

G. Winter
Directeur général de l'ORSTOM

Remerciements

Les éditeurs remercient vivement Mmes Christine Laslandes, Nelly Nieto, ainsi que MM. Raphaël Sayol et Hassen Ghoula, membres de la mission ORSTOM, pour l'efficacité de leur contribution à l'élaboration de cet ouvrage.

Ils remercient aussi Mme Amina Belkhodja du Secrétariat d'État à la Recherche Scientifique et à la Technologie de Tunisie, M. Abdesselem Kallala du Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire de Tunisie, M. Mohamed Septi de l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement de Tunisie, ainsi que M. Bernard Dalmayrac représentant de l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération, pour l'aide apportée au projet d'édition.

Liste des participants

Abaab A. CIHEAM-Montpellier (IRA) BP 5056, 34033 Montpellier Cedex (France) ; Tél : (33)67.54.25.27.

Abdallah R. CRDA, Kébili (Tunisie) ; Tél : (216) 05.490.343 ; Fax : (216)05.491.393.

Agal M. Ministère de l'Environnement, BP 72, rue Habib Chagra, 6000 Gabès (Tunisie) ; Tél : 05.272.423.

Agrebaoui R. Direction de Sols, rue H. Karray 2049 Tunis Ariana (Tunisie) ; Tél : (216)1.718.456 ; Fax : (216)718.208.

Akrimi N. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Alaya K. Projet GTZ , BP 175, 9100 Sidi-Bou-Zid (Tunisie) ; Tél : (216)06.633.236.

Albergel J. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Alifriqui M. Faculté Sciences Marrakech, BP S15, 40000 Marrakech (Maroc) ; Tél : (212)4.43.46.49 /4.43.67.69.

Ambouta K. Faculté d'Agronomie, Université Abdou Moumouni, BP 10960 Niamey (Niger) ; Tél : (227)73.22.90 ; Fax : (227)73.38.62.

Ameur M. Direction des Forêts, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.286.892 ; Fax : (216)01.801.922.

Amouri B. FAO, 61, rue Alain Savary, 1002 Tunis ; Tél : (216)01.681.747 ; Fax : (216)01.791.859.

Anatar I. CES, 30 rue Alain Savary-1002 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.282.691 ; Fax : (216)01.891.516.

Aronson J. USA (actuellement au CEFE-CNRS, Montpellier, France, cf. Le Floc'h) ; Tél : (33)67.41.21.38.

Auclair L. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1 750 254.

Bachta M. INAT, 43, avenue Charles Nicolle, 1082 Mahrajane Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.280.950 ; Fax : (216)01.799.391.

Barreto e Silva F. CNPS/EMBRAPA, rua Antonio Falco 402 51020 Récife (PE) (Brésil) ; EMBRAPA/ORSTOM 19, avenue Charles-de-Gaulle 67000 Strasbourg, (France) ; Tél : (55)8.132.531.02.

Belkhodja A. SERST, 18, rue Montplaisir, 8010 Tunis, (Tunisie) ; Tél : (216) 01.796.827 Fax : (216)01.796.165.

Ben Amor S. CNT BP.200 1080 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.761.476.

Ben Chaâbane A. Faculté des Sciences de Marrakech, BP S15, 40000 Marrakech (Maroc) ; Tél : (212)4.43.46.49 /4.43.67.69.

Ben Khalifa A. Faculté des Sciences Economiques, Ressources Naturelles, 4023, Sousse Erriadh (Tunisie) ; Tél : (216)03.232.66 ; Fax : (216)03.234.477.

Ben Lakhal M. ORMVA de Ouarzazate (Maroc) ; Tél : (212) 4.88.26.02 ou 26.14 ; Fax : (212)4.88.34.42.

Ben Mohammadi A. Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences, BP 133 Kenitra (Maroc) ; Tél : (212) 7.37.22.01 ; Fax : (212)7.37.27.70.

Ben Saïd M. Direction des Forêts, Tunis (Tunisie) ; Tél : 5216)01.286.892 ; Fax : (216)01.801.922.

Ben Saïd M. INAT, 43, avenue Charles Nicolle, 1082 Mahrajane Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.280.950 ; Fax : (216)01.799.391.

Ben Sakka M. CNT, BP.200, 1080 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.761.476.

Ben Salah M. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : 05.640.661 ; Fax : (216)05.640.435.

Ben Salem S. CES, 30 rue Alain Savary, 1002 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.282.691 ; Fax : (216)01.891.516.

Ben Younes Louati M. ORSTOM, BP 434, Menzah IV, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)01.750254.

Bergaoui M. ESIER, Medjez El Bab (Tunisie) ; Tél : (216)08.457.495 ; Fax : (216)08.457.681.

Berraja M. Université Senghor, 1 Midan Ahmed Orabi, El Mancheya / Alexandrie (Egypte) ; Tél : (203)81.99.75.

Bonnaud G. Ambassade de France, Service Culturel, Scientifique et de Coopération, 87 avenue de la Liberté, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.796.588 ; Fax : (216)01.283.355.

Bouabdallah El-H. INRF, BP 37, 42300 Cheraga, (Algérie) ; Tél : (213)294.11.73 Fax : (213)2.591.555.

Boujnah D. Institut Olivier, Sousse (Tunisie) ; Tél : (216)03.236.135.

Boukesra N. .AP, Rue Sliman Ben Sliman, Tunis-El Manar 2, (Tunisie) ; Tél : (216)1.889.000 ; Fax : (216)01.883.500.

Boukhris M. Faculté des Sciences de Sfax, 3038 Sfax (Tunisie) ; Tél : (216)04.252.777 Fax : (216)04.274.437.

Bousnina H. INAT, 43, avenue Charles Nicolle, 1082 Mahrajane Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.280.950 ; Fax : (216)01.799.391.

Boussaida A. Subdivision Forestière de Maktar, Maktar (Tunisie) ; Tél : (216)08.876.324.

Braham M. Institut Olivier, Sousse (Tunisie) ; Tél : (216)03.236.135.

Braudeau E. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Bridges E.M. ISRIC, P.O. Box 353, 6700 Wageningen, AJ (Pays-Bas) ; Tél : (31)8370.71711 ; Fax : (31)8370.24460.

Buldgen A. Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des Déportés, 2 Gembloux (Belgique) ; Tél : (32)8.162.21.15.

Camus H. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Catizzone M. CCE-DG XII, 200, rue de la Loi B,1049 Bruxelles ; Tél : (32)295.56.81 ; Fax : (32)296.62.52.

Caviedes E. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias agrarias y forestales, Casilla 1004 Santiago (Chili) ; Tél : (56)2.541.7055.

Chaabouni R. SERST, 18, rue Montplaisir, 8010 Tunis, (Tunisie) ; Tél : (216) 01.796.827 ; Fax : (216)01.796.165.

Chaabouni Z. CRGR, BP 10, 2080 Ariana Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.717.801 ; Fax : (216)01.717.951.

Chaieb M. Faculté des Sciences de Sfax, Route Soukra 3038 Sfax (Tunisie) ; Tél : (216)04.252.777 ; Fax : (216)04.274.437.

Chassany J.P. INRA, Station d'Économie Rurale, Place Viala, 34060 Montpellier Cedex I (France).

Cherif A. MINAGRI, Tunis (Tunisie).

Claude J. CLORA, ORSTOM, Rue Montoyer, 47, 1040 Bruxelles (Belgique) ; Tél : (32) 2.506.88.48 ; Fax : (32)2.506.88.45 ou 2.506.88.29.

Cosandey C. (géo) URA 141 / CNRS 115, avenue de Paris, 78000 Versailles (France) ; Tél : (33)1.4507.5830.

Dahmani-Megrerouche M. Unité de Recherche sur les ressources biologiques terrestres, 3/A/76 Cité Rabia Tahar Bab Ezzouar, Alger (Algérie) ; Tél : (213)2.642.705.

Dalmayrac B. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Daoud A. Faculté des Lettres, Département de Géographie, 3018 Sfax (Tunisie).

De Boer R.J. GEOSAT International, B.V.,P.O.Box 34 6700 AA-Wageningen. (Pays-Bas) ; Tél : (31)8370.22860 ; Fax : (31)8370.26029.

Dhillion S. CEFE/CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier, (France) ; Tél : (33)67.61.32.38 ; Fax : (33)67.41.21.38.

Diagne O. DRPF / ISRA, BP 2312, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.16.38 ; Fax : (221)32.96.17.

Diouf M. Université Cheikh Anta Diop Dakar (Sénégal) (Cf. ORSTOM, BP 1386 Dakar-Hann,Sénégal) ; Tél : (221)32.43.07.

Do F. CEFE-CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier (France) ; Tél ; (33)67.41.21.38.

El Faleh J. CES,30 rue Alain Savary-1002 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.282.691 Fax : (216)01.891.516.

El Ghaieb M.A. CRDA, Tozeur (Tunisie) ; Tél : (216)04.452.414.

El Khelifi A. CES, Siliana (Tunisie) ; Tél : (216) 08.70 009 ; Fax : (216)08.70004.

El Omrani M. CES, Siliana (Tunisie) ; Tél : (216) 08.70 009 ; Fax : (216)08.70004.

Elleuch F. Direction Générale des Forêts, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.891.141 ; Fax : (216)01.287.487.

Escadafal R. ORSTOM, BP 434, Menzah IV, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Ewing M. Center for legumes in Mediter. Agriculture University of Western Australia, (Australie) (Cf. Aronson) ; Tél : (61)9.368.33.55 ; Fax : (61)9.474.26.58.

Floret Ch. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Gaddes N. FAO, PO Box 2223, Cairo (Egypte) ; Tél : (20)2.702.789 ou 703.475 ; Fax : (20)3.495.981.

Galvez Diaz J. Pr. Université du Chili, Casilla n° 52535, Santiago de Chile (Chili) ; Tél : (56)2.541.7055.

Ghribi R. CRDA, 3200 Tataouine (Tunisie) ; Tél : (216)05.860.005 ; Fax : (216)05.862.084.

Grego S. Université de Tuscia, Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, via S.C. de Lellis 01100 Viterbo, (Italie) ; Tél (39)761.357.246 ; Fax : (39)76135.72.42.

Grira M. CRDA, Kébili (Tunisie) ; Tél : (216) 05.490.343 ; Fax : (216)05.491.393.

Grossmann A. DASPI / GTZ, BP 175, 9100 Sidi Bou Zid (Tunisie) ; Tél : (216)06.633.236.

Grouzis M. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Guedda M.A. ISERST, BP 486, Djibouti, République de Djibouti ; Tél : (253)35.27.95 ; Fax : (253)35.48.12.

Guiguen N. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Habouba O. TAP, Rue Sliman Ben Sliman, Tunis-El Manar 2, (Tunisie) ; Tél : (216)1.889.000 ; Fax : (216)01.883.500.

Hadhiri H. FAO, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01 741.188.

Hammami A. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Centre Urbain Nord-immeuble ICF-2080 Tunis-Ariana ; Tél : (216)01.704.000 ; Fax : (216)01.702.431.

Herrich W. Projet GTZ , BP 175, 9100 Sidi Bou Zid (Tunisie) ; Tél : (216)06.633.236.

Hizem H. FAO, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01 741.188.

Holland M.D. NRI, Central avenue, Chatham Maritime, Kent ME4 4TB (G.B.) ; Tél : (44)634.880088 ; Fax : (44)634.880066/77.

Issaoui A. ANPE, Centre Urbain Nord-immeuble ICF-2080 Tunis-Ariana ; Tél : (216)01.707.122.

Jaafar B. GTZ / ORMVAO, BP 29, Ouarzazate (Maroc) ; Tél : (212)4.84.76.11.

Jeddi M. CRDA Forêts, Gabès, (Tunisie) ; Tél : (216)0570 476.

Job J.0. ORSTOM, BP 434, Menzah IV, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Kaabi N. Direction Générale des Infrastructures, 1000 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.651.572 ou 650.546.

Kaabia M. INRAT, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1230.024 ; Fax : (216)01.752.897.

Kabore V. EPFL / IATE Pédologie - CH 1015 Lausanne (Suisse) ; Tél : (41)21.693.37.66 Fax : (41)21.693.56.70.

Kadi-Hanifi H. Unité de Recherche sur les ressources Biologiques Terrestres, 3/A/76 Cité Rabia Tahar Bab Ezzouar, Alger (Algérie) ; Tél : (213)2.642.705.

Kadik-Achoubi L. USTHB-URBT, Bab Ezzouar, BP 812, 16000 Alger-Gare (Algérie) ; Tél : (213)2.642.705.

Kadri A. IRA. 4200 Kébili (Tunisie).

Kaiser B. URA 141 / CNRS, 115 avenue de Paris, 78000 Versailles (France) ; Tél : (33)1.45.07.55.52 ; Fax : (33)1.4507.5830.

Kallala A. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Centre Urbain Nord-immeuble ICF-2080 Tunis-Ariana ; Tél : (216)01.704.000 ; Fax : (216)01.702.431.

Kambou N. F. INERA, BP 476 Kamboinse, Ouagadougou (Burkina Faso) ; Tél : (226)31.92.02 ou (226)31.92.06 ; Fax : (226)34.02.71.

Karaani H. CRDA, 1200 Kasserine (Tunisie) ; Tél : (216)07.474.500 ou 07.474.277.

Khatteli H. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Khechini H. CRDA de Kairouan Arrondissement Forêts, (Tunisie) ; Tél : (216) 07.229.488.

Khorchani M. CRDA, 3200 Tataouine (Tunisie) ; Tél : (216)05.860.005 ; Fax : (216)05.862.084.

Khorchani T. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Ktata T. CRDA de Kairouan, Arrondissement des Forêts, (Tunisie) ; Tél : (216) 07.229.488.

Laghouane A. CRDA, Sidi Bouzid (Tunisie).

Larsimont H.C. PNUE, 61, boulevard Bab Benat, 1006 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.264.011 ou 571.733.

Le Floc'h E. CEFE-CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier (France) ; Tél : (33)67.61.32.80 Fax : (33)67.41.21.38.

Le Houérou H.N. CEFE-CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier (France) ; Tél : (33)67.61.32.84 ; Fax : (33)67.41.21.38.

Leprun J.C. ORSTOM, CP 4010, Boa Viagen, 51020 Récife, PE (Brésil) ; Tél : (55)813.25.0231.

M'Charek A. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.640.661 ; Fax : (216)0540 435.

M'Hiri Z. CRDA, Médenine (Tunisie).

M'Hiri A. INAT, 43, avenue Charles Nicolle,1082 Mahrajane Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.280.950 ; Fax : (216)01.799.391.

M'Rabet T. CRDA, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)06.430.634.

Makhlouf A. UNITAR, Palais des Nations, CH-1211 Genève 10 (Suisse) ; Tél : (41)22.788.1417 ; Fax : (41)22.733.1383.

Makhlouf E. cf. M'Hiri - INAT Tunis.

Mamou A. DGRE, 43, rue de la Manoubia-1008 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.494.553 Fax : (216)01.391.549.

Mando A. Université Ouagadougou, Antenne Sahélienne, BP 5385 Ouagadougou (Burkina Faso) ; Tél : (226)36.31.08 ; Fax : (226)36.31.10.

Mars M. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Masse D. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Mayer L. Projet GTZ , BP 175, 9100 Sidi Bou Zid (Tunisie) ; Tél : (216)06.633.236.

Mekrazi A. CRDA, 3200 Tataouine (Tunisie) ; Tél : (216)05.860.005 ; Fax : (216)05.862.084.

Mentouch S. CES, Subdivision forest. 6129 Maktar (Tunisie) ; Tél : (216)08.876.324.

Mokhtar A. Direction Générale des Forêts, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.891.141 ; Fax : (216)01.287.487.

Mtimet A. MINAGRI, DS, Tunis (Tunisie).

Nasri S. CRGR, BP 10, 2080 Ariana Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.717.801 ; Fax : (216)01.717.951.

Neffati M. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Neyra M. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 ; Fax : (221)32.43.07.

Nouri I.E. Chef du Département. Hydraulique et Aménagement du Territoire, Concept Ingénierie, 9, rue Dr Calmette 1082 Tunis Mahrajène ; Tél : (216)01.795.208.

Nouvelot J.-F. ORSTOM, BP.5045, 34032 Montpellier Cedex (France) ; Tél : (33)67.54.78.00.

Oberlinkels M.SIRAS, 2, rue A. Bonin, 69004 Lyon (France) ; Tél : (33)72.00.67.37.

Ovalle C. (INIA) Quilamapu, Cassila 426, Chillan, (Chili) ; Tél : (42)217.852.

Pallo F. IRBET, Ouagadougou (Burkina Faso) ; Tél : (226)33.40.98.

Pontanier R. ORSTOM, BP 434, Menzah IV, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 Fax : (216)1.750.254.

Puglisi S. Université Faculté Agraire, via Amendola 165/A, 70126 Bari, (Italie) ; Tél : (39)80.544.2957 ; Fax : (39)80.544.2813.

Rabah M. CRDA, 1200 Kasserine (Tunisie) ; Tél : (216)07.474.500 ou 07.474.277.

Rabhi A. CRDA, Gafsa (Tunisie).

Rasheed M.A. NCR, Dokki, Cairo, (Egypte) ; Tél : (20) 701.211 ou 701.615 ou 701.433 (dom. 350.14.56) ; Fax : (20)2.700.931.

Rejeb N. CRGR, BP 10, 2080 Ariana Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)1.717.801 ; Fax : (216)01.717.951.

Rhouma S. CRDA, Gabès, (Tunisie) ; Tél : (216)0570 476.

Riou Ch. INRA, Laboratoire de Bioclimatologie, BP 81, 33883 Villenave D'Ornon Cedex (France) ; Tél : (33) 56.84.31.21 ; Fax : (33)56.84.31.35.

Rivas J.A. 14, rue des Pommiers, BP 1348, Louvain La Neuve (Belgique) ; Tél : (32)10.23.02.06 ; Fax : (32)10.23.02.02.

Rocheteau A. ORSTOM, BP 1386, Dakar (Sénégal) ; Tél : (221)32.34.80 ou 32.34.76 Fax : (221)32.11.77.

Roose E. ORSTOM, BP 5045,34032 Montpellier Cedex, (France) ; Tél : (33)67.61.74.00 Fax : (33)67.54.78.00.

Saied A. CRDA, Gabès, (Tunisie) ; Tél : (216)0570 476.

Sandron F. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Sar M. PNUE/DC PAC, PO Box 47074, Nairobi (Kenya) ; Tél : (254)2.215.615.

Sauval A. Ambassade de France, Service Culturel, Scientifique et de Coopération, 87 av. de la Liberté, Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.796.588 ; Fax : (216)01.283.355.

Sayol R. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 ; Fax : (216)1.750.254.

Seiny-Boukar L. CRA/IRA/MESIRES, BP 33, Maroua (Cameroun) ; Tél : (237)29.24.15 ou 29.11.78 ; Fax : (237)29.29.76.

Selmi A. CRDA, Sidi Bouzid (Tunisie).

Selmi S. ORSTOM, BP 434 Menzah IV Tunis (Tunisie) ; Tél (216)01.750.009 ; Fax : (216)01.750.254.

Sghaïer M. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Sissoko S. IER, Ministère du Développement Rural et de l'Environnement RCS, BP 1704, Bamako (Mali) ; Tél : (223)22.21.78/22.76.37.

Skouri M. UNESCO, 7, place Fontenoy, 75700 Paris (France) ; Tél : (33)1.4065.9897.

Smaoui A. CES, 30 rue Alain Savary, 1002 Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.282.691 ; Fax : (216)01.891.516.

Some N.A. ORSTOM, BP182 Ouagadougou (Burkina Faso) ; Tél : (226) 30.67.37 ; Fax : (226)31.03.85.

Taamallah H. IRA, Médenine (Tunisie) ; Tél : (216)05.64.06.61 ; Fax : (216)0540 435.

Talineau J.C. ORSTOM, BP 434, Menzah IV,Tunis (Tunisie) ; Tél : (216)01.750.009 Fax : (216)1.750.254.

Touiti Y. CRDA, Kébili (Tunisie) ; Tél : (216) 05.490.343 ; Fax : (216)05.491.393.

Toumi M. ANPE, Tunis (Tunisie).

Toumia M.L. CRDA Forêts, Gabès, (Tunisie) ; Tél : (216)0570 476.

Trisorio-Liuzzi G. CIHEAM, Valenzano, Bari (Italie) ; Tél : (39)80.877.1958 ; Fax : (39)80.780.6206.

Visser M. Université Gand / IRA, Médenine, (Tunisie) ; Tél : 05.640.661 ; Fax : (216) 05.640.435.
Winter G. ORSTOM, 213, rue La Fayette, 75010 Paris (France) ; Tél : (33)40.36.25.24.
Zaafouri M. IRA, Gabès (Tunisie).
Zahar Y. Faculté Manouba, Tunis (Tunisie).
Zammouri M. CRDA, Médenine (Tunisie).
Zitouni B. Projet GTZ , BP 175, 9100 Sidi Bou Zid (Tunisie) ; Tél : (06)633.236.
Znazen S. CRDA, Gafsa (Tunisie).

Comité Scientifique International

Abaab A. CIHEAM, Socio-économiste
Akrimi N. Tunisie, PDG, Institut des Régions Arides
Aronson J. USA, Ecologue, membre Editorial Board Restoration Ecology
Chakroun L. Tunisie, Direction Générale des Forêts
Cornet A. France, Directeur délégué, Département MAA/ORSTOM
Dhillion S. Malaisie, Microbiologiste
Ennabli M. Tunisie, Directeur INRST
Ennabli N. Tunisie, Professeur Génie Rural, INAT
Grouzis M. France, Ecologue, Directeur de recherche ORSTOM
Hizem H. FAO, Directeur du Projet Aménagement des Terres en Pentes
Kaabia M. Tunisie, Agronome, INRAT
Khouri J. ACSAD, Hydrologue
Le Floc'h E. France, Ecologue, CNRS
M'Hiri A. Tunisie, Professeur Pédologie, INAT
Mamou A. Tunisie, Direction Générale des Ressources en Eau
Marzouki M. Maroc, IAV, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II
Missaoui H. Tunisie, Directeur de la Conservation des Eaux et des Sols
Mtimet A. Tunisie, Directeur des Sols
Ovalle C. Chili, Ecologue
Pontanier R. France, Pédologue, Directeur de recherche ORSTOM
Rasheed M.A. Egypte, CNR
Rejeb N. Tunisie, Forestier, Directeur CRGR
Skouri M. UNESCO, Division des Sciences Ecologiques
Souissi M. Tunisie, Pédologue, Ministère de l'Environnement
Trisorio-Liuzzi G. Italie, Professeur Hydrologie, CIHEAM, Bari

Comité d'Organisation

Mme Belkhodja A. SERST, Tunis
M. Chaabouni R. SERST, Tunis
M. Cherif A. MINAGRI, Tunis
M. Dalmayrac B. ORSTOM, Tunis
M. Kallala A. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Tunis
Mme Laslandes C. Secrétariat, ORSTOM, Tunis
M. Pontanier R. ORSTOM, Tunis
M. Sayol R. ORSTOM, Tunis
M. Septi M. ANPE, Tunis

SECTION I

La relation homme-milieu : une histoire ancienne. Concepts et vocabulaire de la reconstitution du milieu naturel. Fragilité et spécificité des zones arides et semi-arides dans les actions de réhabilitation. Indicateurs microclimatiques et hydrologiques de la dégradation et de la réhabilitation des systèmes

Sont présentés dans cette première section des textes généraux introduisant et cadrant la thématique de l'ouvrage. Une courte contribution rappelle que les difficiles situations issues de la relation homme-milieu sont déjà anciennes et dues essentiellement aux modes de gestion de l'espace ; puis sont discutés les concepts et définies les propriétés (attributs) et fonctions les plus importantes des systèmes écologiques utilisés lors des entreprises de recherches et de reconstruction des milieux désorganisés.

L'accent est également mis sur la spécificité des régions arides face aux problèmes de la dégradation et de la remontée biologique du milieu naturel. On insiste sur les différences fondamentales entre le nord et le sud du Sahara, en ce qui concerne la perception de l'aridité par les êtres vivants, mais aussi pour les autres régions arides du Globe.

Enfin, sont abordés, dans deux contributions, certains aspects concernant les paramètres microclimatiques sensibles à la dégradation et à la réhabilitation des systèmes écologiques, et ceux concernant la réhabilitation des hydrosystèmes.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 3-9.

1

L'Homme : de la dégradation à la restauration des ressources naturelles

E. MAKHLOUF
Géographe, INAT, Tunis

Il est communément admis que, depuis des siècles, voire même plus, les changements climatiques ont été plutôt insignifiants.

Il est également communément admis que, depuis le début de ce XXe siècle, la dégradation des ressources naturelles s'est considérablement accentuée, et ce non seulement dans les zones marquées par l'aridité naturelle , mais aussi, et parfois d'une manière encore plus importante dans les zones à climat subhumide et humide, du moins en ce qui concerne l'Afrique du Nord.

Le climat, d'une manière générale, n'étant ainsi guère en cause, il faut bien admettre que c'est l'homme qui a été l'agent principal, voire l'agent quasi-exclusif, de cette accélération de la dégradation des ressources naturelles à laquelle nous assistons et dont souffrent des millions de personnes, très souvent d'une manière extrême, individuellement et collectivement.

L'homme, au sens large du terme (c'est-à-dire, de par les systèmes et structures économiques, sociaux et culturels qu'il s'est donnés, ou, dans lesquels il s'est laissé piéger), ayant été le générateur et l'agent de la dégradation des ressources naturelles, est-il en mesure d'endiguer ce courant et de devenir, ou de redevenir, le restaurateur et l'améliorateur de ces mêmes ressources ?

Nous avons là, évidemment, la grande question de cette fin de siècle, et sûrement de tout le siècle prochain au moins.

Et cette grande question qu'est la possibilité ou l'impossibilité pour nos sociétés de sauvegarder et de restaurer les ressources naturelles ne concerne pas uniquement le domaine aride qui nous intéresse aujourd'hui ; elle concerne directement ou indirectement, et de plus en plus, l'ensemble de la planète, son sud comme son nord.

Faut-il être sceptique ou optimiste quant à la possibilité de nos sociétés à redresser la situation ? Je pense, et je suis convaincu que nous pensons tous, que l'espoir et l'optimisme doivent être de rigueur, obligatoires, car il s'agit de sauver ce sur quoi et de quoi nos sociétés vivent, ce sans quoi nos sociétés ne peuvent ni vivre ni se développer. Ne pas croire en la possibilité de nos sociétés serait en effet un comportement suicidaire.

Mais y croire suppose d'abord une prise de conscience, profonde et générale, de la gravité des risques et des menaces ; cela suppose ensuite, non seulement une volonté politique, comme on a souvent tendance à le souligner, mais aussi une volonté de l'ensemble de la société. Et par société je n'entends pas uniquement la société rurale ou agricole en contact avec les ressources naturelles et considérée souvent comme la seule responsable de la dégradation, mais également l'ensemble de la société urbaine, avec ses industries, ses commerces et ses services, et ce non pas tant à cause de ses rejets ou de ses pollutions, mais à cause de l'importance de son pouvoir au niveau des systèmes et des structures économiques et sociales, et de leur fonctionnement.

La science, les technologies et les moyens financiers auront sûrement une part importante dans la capacité de l'Homme du XXe et du XXIe siècle de restaurer ce qui a été dégradé.

Mais seront-ils suffisants ? Probablement non !

Il faudrait que les moyens techniques et financiers dégagés sur l'ensemble de la société, en plus de leur disponibilité, servent d'abord et essentiellement à rendre la société rurale et agricole capable de prendre en charge aussi bien le processus d'arrêt de la dégradation des ressources qui ne sont pas encore dégradées que le processus de restauration des ressources déjà dégradées.

En effet, l'histoire rurale récente, actuelle, et l'histoire ancienne, pas très ancienne (fin XIXe, début XXe siècle), nous montrent deux faits importants, fondamentaux, qu'on ne saurait oublier ou évacuer.

Pour ne prendre que le cas des trois pays du Maghreb (Maroc, Algérie, Tunisie), des travaux de conservation des eaux et des sols (CES) souvent considérables (plus d'un million d'hectares en Tunisie, pendant les années 1960) ont été réalisés, et d'autres encore plus importants sont en cours de réalisation. Ont-ils pour autant freiné, dans les proportions escomptées, l'érosion sur les terres traitées ?

Honnêtement, on peut dire que les résultats sont mitigés, pour ne pas dire très limités, les travaux ayant disparu, ou étant devenus inefficaces, faute d'entretien.

Et on connaît fort bien actuellement les raisons de cette faible durabilité des travaux de CES. Les populations qui vivaient sur ces terres, ou de ces terres, qui les avaient dégradées par le défrichement, la culture ou le surpâturage, ou l'arrachage des souches des plantes pérennes, même conscientes de l'intérêt antiérosif et écologique des travaux de CES, n'avaient pas pu les sauvegarder ou les entretenir, car rien n'avait changé par ailleurs dans leur système de production.

Ce dernier étant resté le même, s'étant même souvent dégradé pour de multiples raisons, les mêmes causes regénèrent les mêmes effets, c'est-à-dire, la surexploitation jusqu'à la dégradation, et au moindre coût financier, de la ressource naturelle disponible.

Ce n'est jamais volontairement que l'homme dégrade ses ressources naturelles, c'est par besoin et par nécessité qu'il est le plus souvent acculé à le faire. Et tant qu'il ne pourra répondre à ses besoins (même limités à nos yeux, comme la survie d'un troupeau de quelques brebis ou chèvres, ou la culture de quelques hectares d'orge sur des sols squelettiques et en pente) qu'en surexploitant d'une manière techniquement irrationnelle ses ressources naturelles, il continuera à le faire, même au prix d'une dégradation dont il est le plus souvent conscient.

Cependant, et c'est là le second fait que nous enseigne l'Histoire, l'homme n'a pas toujours été un agent de dégradation des resssources naturelles dont il disposait.

L'histoire nous montre que, particulièrement dans la société rurale qui nous concerne, le souci de durabilité de l'exploitation agricole, donc de la conservation et même de l'amélioration de ses ressources naturelles, et du sol d'une manière particulière, a souvent, pour ne pas dire toujours, constitué un souci fondamental de nos agriculteurs.

Dans le Sud, comme dans le Centre et dans le Nord, les aménagements, les travaux, l'organisation et la gestion des terroirs agricoles individuels ou collectifs, résultant de ce souci de conservation et d'amélioration du patrimoine naturel de l'exploitation agricole, même sous leurs formes actuelles de reliques ou de pratiques traditionnelles périclitantes, forcent l'admiration de l'observateur averti.

Faut-il citer l'aménagement de versants pentus en terrasses de culture, les grandes tabias en pierres sèches ou en terre et cactus entourant toute une parcelle, piégeant ainsi la totalité de l'eau qui tombe et empêchant toute érosion des sols, les fameux jessours si connus, créant d'excellentes parcelles de culture dans un milieu qui n'en a guère ?

Faut-il citer également l'ancienne organisation agricole en henchirs, comportant des terrains complémentaires, les cultures céréalières ne pouvant se faire, et d'une manière stricte, que sur le terrain qui leur est réservé, le bétail ne pouvant accéder à tel ou tel parcours forestier de versants ou de bas-fond qu'à des périodes précises et obligatoires pour tous ?

Faut-il citer aussi, car cela concerne d'une manière particulière les régions arides, l'ancienne organisation des parcours dits collectifs, dont l'utilisation et la gestion étaient contrôlées d'une manière stricte par les communautés elles-mêmes, de manière à en assurer la protection et d'en tirer la meilleure production possible ?

Faut-il souligner que le comportement de l'agriculteur n'a jamais été linéaire dans le temps ; des contraintes de différentes natures, conjoncturelles ou structurelles, l'amenaient à concentrer tous ses efforts, tantôt sur la production immédiate, tantôt sur la conservation et l'amélioration de leur potentiel naturel de production.

Quand les réserves alimentaires étaient bonnes, suite à des années de bonne production, on limitait les efforts de production de l'année sur une part de terre, et on concentrait toute l'énergie de l'exploitation pour la protection ou l'amélioration du reste (construction de tabias, défonçage manuel, épierrement, fumure de fond, etc.).

Ce n'est évidemment pas par nostalgie pour une ancienne agriculture ou un ancien mode de vie que j'ai évoqué ces anciennes pratiques, et plus exactement cet ancien acharnement de l'agriculteur de nos régions pour conserver et améliorer ses ressources naturelles.

Cette agriculture est plus ou moins définitivement morte, car elle n'est plus de son temps, et, si je l'ai évoquée, c'est pour souligner la magnifique leçon qu'elle nous a laissée et qu'on a, hélas, trop tendance à oublier ou à négliger.

Cette leçon est simple : une exploitation incapable d'assurer elle-même au moins la conservation de ses ressources naturelles est une exploitation en sursis qui ne peut prétendre ni à la reproductibilité ni à la durabilité.

Nos anciens agriculteurs le savaient et agissaient en conséquence, et ils le pouvaient dans les conditions démographiques, sociales, économiques et techniques de leur époque.

Nos agriculteurs actuels, dans leur grande majorité, le savent également, mais ne peuvent agir en conséquence.

Depuis plus d'un demi-siècle, sous l'effet de multiples contraintes nouvelles, autres que climatiques, la capacité de nos agriculteurs de pouvoir répondre à leurs besoins immédiats, alimentaires particulièrement, devenait leur préoccupation unique, au besoin, en cas de nécessité, aux dépens du patrimoine ressource naturelle de leur exploitation.

La protection-amélioration des ressources naturelles était une fonction de l'exploitation, et elle n'était pas moins importante que la fonction production agricole, cela je me permets d'oser la comparaison comme dans le secteur industriel moderne.

Nos agriculteurs, ceux auxquels on impute la dégradation des ressources, se sont fait progressivement mettre dans des conditions où ils ne sont plus en mesure d'assurer la fonction conservation-amélioration de leur patrimoine naturel.

Ce ne sont ni une quelconque irrationalité de certains systèmes de production agricole ni une quelconque insouciance ou mauvaise volonté des agriculteurs, mais la disparition de la fonction conservation du patrimoine ressources, devenue impossible du fait de l'incapacité de l'exploitation de dégager un surplus, qui est à l'origine de la dégradation des ressources naturelles et de la rupture des équilibres écologiques.

Devant cette incapacité et cette défaillance des exploitations, les États devraient-ils se désintéresser de la sauvegarde des ressources naturelles et de leur restauration ? Il est évident que non, et la plupart des États de notre région ont, depuis plus de trente ans, consacré des sommes relativement importantes pour tenter de restaurer et surtout de sauvegarder.

Mais dans cette intervention des États, tout semble se passer comme si la fonction conservation-restauration des ressources naturelles, qui était jusqu'à une certaine époque une fonction fondamentale de l'agriculteur utilisateur de ces ressources, soit directement et entièrement prise en charge par les États.

Pour être plus clair : il ne s'agit pas de critiquer les États d'avoir consacré des crédits et des moyens importants pour sauvegarder et restaurer des ressources naturelles, qui seront de nouveau utilisées économiquement par des agriculteurs. Cela est un devoir des États, responsables au premier degré de la sauvegarde des patrimoines nationaux en ressources naturelles, surtout quand ces ressources naturelles sont menacées d'une manière irréversible.

Le problème est de savoir si, au lieu d'entreprendre eux-mêmes les travaux de conservation-restauration des ressources naturelles, le plus souvent sans consultation et sans participation réelle des utilisateurs concernés à la planification et à l'élaboration des programmes, les États n'auraient pas obtenu de meilleurs résultats, en consacrant les mêmes efforts et les mêmes crédits au redressement des exploitations agricoles, à leur adaptation

aux nouvelles conditions démographiques, économiques et sociales, et ce de manière à ce qu'elles puissent de nouveau assurer, elles-mêmes, leur fonction habituelle de conservation et de restauration des ressources naturelles qu'elles utilisent.

Les États pourraient-ils directement et efficacement assurer cette fonction conservation-restauration sur l'ensemble de l'espace aride et semi-aride (qui couvre en Tunisie plus de 9/10 du territoire), alors que les agriculteurs concernés, usagers de ces ressources et agents directs de la dégradation, restent prisonniers de systèmes de production qui n'ont pu évoluer et s'adapter aux nouvelles conditions ?

Cela serait illusoire, car on sait, parce qu'il a été constaté partout dans ce genre de milieu et dans ce type de situation, que ce qui a été aménagé aujourd'hui peut être dégradé le lendemain.

Et nos pays ne peuvent plus se permettre cela.

La durabilité d'une action de développement, et particulièrement des actions de conservation-restauration des ressources naturelles, devient une véritable nécessité, et les États ne peuvent mettre un agent de surveillance derrière chaque aménagement.

Seul l'usager de la ressource naturelle (individuellement ou en groupe) est en mesure de la conserver, voire même de la restaurer et de l'améliorer. Aux États, responsables de la redistribution des ressources du Produit National et des transferts d'un secteur à l'autre, d'aider cet usager, techniquement et financièrement à prendre en charge cette fonction conservation-restauration qui doit redevenir aussi importante que la fonction production de denrées alimentaires.

Des milliers de fonctionnaires, quelles que soient leur compétence, leur abnégation et leur présence sur le terrain, même aidés par des entreprises privées, ne pourront sans doute jamais concevoir, planifier, exécuter, contrôler et gérer convenablement des travaux de conservation des eaux et des sols ou d'aménagement de parcours sur près de 9 000 000 ha, pour ce qui concerne la Tunisie.

Plus de 3 millions de personnes, déjà conscientes de la gravité de la dégradation de leurs propres ressources naturelles, et convenablement informées de la gravité de la dégradation à l'échelle de l'ensemble du pays, et de la menace de la désertification qui pèse sur le pays et la nation, peuvent, aidées par des fonctionnaires, et appuyées par l'ensemble de la société, redresser leur propre situation, réaliser les travaux de conservation-restauration et assurer un véritable contrôle et une véritable gestion des aménagements.

La durabilité est à ce prix.

On parle beaucoup depuis quelques années d'approche participative du développement rural. Ce concept est né du fait que les États réalisaient des travaux importants sur les terres des agriculteurs, ou sur des terres qu'utilisaient les agriculteurs, et ce sans aucune participation de ces derniers, sinon leur travail rémunéré.

On a imputé évidemment à cette non-participation des intéressés les dégâts causés ultérieurement aux aménagements et leur faible durée, d'où le nouveau concept.

Mais c'est sans doute une erreur de penser que le fait que l'agriculteur creuse les trous ou prépare un sillon pour planter des arbustes fourragers ou des arbres fruitiers, même sur sa propre parcelle, constitue une participation pleine et suffisante qui entraînera une longue durée de l'aménagement réalisé.

Quelques tentatives sont faites, particulièrement par l'ODESYPANO, pour engager une participation des populations concernées, et ce dans le cadre de comités de douars qui déterminent les besoins et élaborent les plans des aménagements ; le plan d'aménagement définitif du territoire du douar concerné n'étant que la somme des plans des aménagements des exploitations individuelles. Les agents de l'office ne sont là que pour conseiller, assister, et mettre sous forme de dossier technique à financer les propositions arrêtées par le douar.

Les agriculteurs auront à réaliser les travaux programmés, sous la supervision du comité du douar et toujours avec l'assistance technique et financière de l'office.

Il est certes trop tôt pour évaluer une telle expérience. Il faut espérer qu'elle réussisse et qu'elle serve d'exemple méthodologique. En tout état de cause, compte tenu de la menace que font peser sur nos pays la dégradation des ressources naturelles et la désertification, on ne peut continuer à consacrer des crédits aussi importants pour les aménagements qui peuvent être détruits ou rendus inefficaces en peu de temps.

États et agriculteurs sont conscients de la gravité de la menace qui pèse sur les ressources naturelles. Il ne semble pas que cela soit le cas pour la société dans l'ensemble, et il faut qu'elle en prenne conscience.

A partir de là un redressement progressif de la situation est possible. En effet :

1 - Scientifiques et techniciens dans nos régions ont démontré, depuis plus de trente ans, qu'érosions éolienne et hydrique peuvent être jugulées, et ce particulièrement par une bonne couverture du sol par la végétation et une meilleure capacité de rétention de l'eau par le sol.

Ils ont démontré également que de simples techniques, comme la mise en défens et le resemis par des écotypes locaux, peuvent amener une régénération rapide des grands espaces en parcours, actuellement dégradés à l'extrême par le surpâturage, et souvent par la charrue, et assurer ainsi non seulement une bonne production fourragère pour le cheptel, mais aussi une excellente couverture du sol.

Mais ils ont démontré également qu'il suffit d'une mauvaise exploitation de ces parcours régénérés pour retourner rapidement à la situation antérieure.

2 - Au vu des moyens déjà engagés depuis plusieurs décennies dans les travaux de CES, au vu des moyens actuellement en cours d'engagement (par exemple : 1 640 millions de DT engagés par la Tunisie de 1990 à l'an 2000 dans une stratégie nationale consistant à reboiser 300 000 ha, à réaliser des travaux de CES sur 1 000 000 ha, à planter 600 000 ha en arbustes fourragers, à aménager 2 200 000 ha de parcours) par les États, on peut penser que ces États continueront à accorder des moyens à la conservation et à l'amélioration des ressources naturelles.

Mais l'on sait également que tous ces travaux n'avancent pas au rythme programmé et que les échecs sont nombreux, et certains services techniques estiment qu'au rythme actuel il faudra soixante-cinq ans pour réaliser ce qui a été programmé dans le cadre de la stratégie, et non les dix ans prévus !

Les raisons des difficultés sont connues. On les qualifie en général de contraintes foncières : petite taille des exploitations, inadéquation entre la taille de l'exploitation et celle du troupeau, statut juridique des terres collectives, etc.

Ces raisons de nature foncière sont réelles, mais elles couvrent, au-delà, une incapacité structurelle de nombreuses catégories d'exploitants de répondre à l'ensemble de leurs besoins de plus en plus importants, et obligés, de ce fait, de recourir à une surexploitation à l'extrême, et donc dégradante, de l'ensemble des ressources naturelles disponibles.

Le labour de la steppe sur des croûtes gypseuses et sous un régime pluviométrique de 100 à 150 mm, pendant cet automne pluvieux, et ce dans l'espoir d'avoir quelques quintaux d'orge et quelques balles de paille, en est le meilleur exemple.

Mais comme déjà souligné, l'homme qui dégrade aujourd'hui de la sorte peut, si ces conditions changent, restaurer demain.

La véritable participation serait que, dans le cadre d'une véritable concertation à la base à l'image de ce qu'a commencé l'ODESYPANO dans le Nord-Ouest, le technicien aide l'agriculteur à améliorer structurellement ses conditions, ce qui faciliterait, sinon sa prise en charge totale de la restauration de ce qu'il a dégradé, du moins une véritable participation pleine et responsable, et, surtout, une gestion saine et rationnelle de ce qui aura été restauré et aménagé.

Le congrès porte essentiellement sur les aspects scientifiques et techniques de la restauration et de la réhabilitation des terres dégradées des zones arides et semi-arides.

Nos pays ont besoin, et auront toujours besoin de connaissances scientifiques et techniques pour mieux concevoir et assurer les programmes d'aménagement, et pour mieux convaincre ceux qui ne sont pas convaincus encore du potentiel et des possibilités de régénération de ce milieu aride.

Mais je pense aussi que nous avons également besoin, au stade actuel où nous devons affronter d'une manière radicale, en tant que société, et non plus en tant qu'individus, services techniques ou utilisateurs des ressources, de beaucoup de réflexion, de recherche, d'expérimentation et de modestie pour trouver la meilleure voie possible pour aller vite, pour faire bien, et pour faire en sorte qu'on ne détruise pas demain une grande partie de ce qui a été fait hier.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 11-29.

2

Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts

J. ARONSON [1], C. FLORET [1], E. LE FLOC'H [1], C. OVALLE [2], R. PONTANIER [3]

1. *CEFE/CNRS, BP 5051, 34033 Montpellier Cedex 01, France*
2. *INIA, Casilla 426, Chillán, Chili*
3. *ORSTOM, BP 434, 1004 El Menzah, Tunisie*

Si les écosystèmes des pays du Sud sont déjà le plus souvent surexploités et dégradés, il faut également retenir que toute politique d'aménagement à y appliquer doit prendre comme base de réflexion que la population continuera d'y demeurer la force dominante, autant dans les écosystèmes naturels que dans les agro-écosystèmes.

De cette artificialisation croissante il résulte, le plus fréquemment, une surexploitation des ressources et leur dégradation progressive. A un niveau plus élevé, on constate la fragmentation et la dégradation de paysages entiers.

Les objectifs majeurs de la restauration et de la réhabilitation sont, au niveau des écosystèmes, à la fois de maintenir ou d'accroître la productivité primaire ou secondaire et d'améliorer la diversité biologique et la stabilité et, au niveau des paysages, de faciliter la réintégration quand ils ont été gravement fragmentés.

Après clarification de la terminologie de base, nous proposerons une série d'attributs vitaux permettant d'évaluer l'état de dégradation et la planification d'expérimentations de restauration et de réhabilitation des écosystèmes dégradés. L'exposé sera clos par la présentation des notions relatives à la fragmentation et à la réintégration des paysages.

Terminologie de base pour l'écologie de la restauration

Tentons donc de proposer une définition de chacune des trois principales voies d'intervention tout en gardant à l'esprit que les aspects écosystémiques présentés ici doivent également être abordés sous l'angle, plus complexe, du paysage.

Restauration *sensu stricto* et *sensu lato*

La *Society for Ecological Restoration* (SER) définit la restauration comme "la transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme indigène et historique. Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la diversité et la dynamique de cet écosystème". Il est donc implicite, dans cette définition, que la restauration consiste autant que possible à rétablir la composition taxonomique intégrale de l'écosystème préexistant. La restauration d'écosystèmes dégradés peut dans ce cas être comparée à la restauration d'une peinture de la Renaissance détériorée au cours du temps mais dont les traits et les couleurs originels sont encore suffisamment perceptibles pour que le travail soit possible pour les artistes restaurateurs. De la même façon, la restauration écologique, dans le sens que lui donne la SER, suppose un retour parfait, ou presque, d'un milieu à son état antérieur.

Cependant, comme il est souvent difficile de déterminer avec exactitude à quoi ressemblaient ou comment fonctionnaient les écosystèmes historiques ou préhistoriques préexistants, il est seulement possible de ré-établir les espèces de communautés connues. Les efforts de la restauration, ainsi définie, sont ternis par les ambiguïtés des objectifs et des critères d'évaluation du succès [1, 2].

Nous proposons que le terme "restauration" soit réservé au rétablissement de la biodiversité, de la structure et des fonctions d'écosystèmes présentant encore un niveau suffisant de résilience (dégradation non irréversible) pour que l'intervention de l'homme soit, si possible, limitée à une diminution puis un contrôle de son niveau de pression. Selon la qualité de la gestion mise en œuvre, la restauration de l'écosystème s'effectue selon une "trajectoire" qui peut, éventuellement, être pour partie différente de la trajectoire "naturelle" avant dégradation (voir définition et discussion ci-après).

Nous suggérons également de recourir au terme "restauration *sensu stricto*" pour décrire la restauration qui répond à cette définition de la SER et de lui opposer le terme de "restauration *sensu lato*" qui vise simplement à stopper la dégradation et à remettre un écosystème dégradé, mais présentant encore un niveau suffisant de résilience, sur la trajectoire dynamique sensée être la sienne avant la perturbation.

Malgré cette différence, l'objectif premier de la restauration *sensu stricto* et *sensu lato* est de rétablir la biodiversité, la structure et la dynamique de l'écosystème préexistant.

Lorsque la pression exercée sur un écosystème a été trop intense, ou trop longtemps maintenue, celui-ci est alors susceptible de ne plus présenter de capacité dynamique suffisante pour que la seule diminution de la pression humaine lui permette de "se restaurer", c'est-à-dire de revenir à ce qui constituait son état antérieur. La dynamique est alors devenue nulle ou est interrompue et bloquée à un niveau ou sur une trajectoire différente de celle de l'écosystème de référence. Une intervention humaine forte est alors nécessaire

pour faire évoluer l'écosystème, soit en replaçant l'écosystème sur une trajectoire favorable (réhabilitation), soit en le transformant pour un nouvel usage (réaffectation).

Réhabilitation

Telle que nous l'entendons la réhabilitation vise à réparer, aussi rapidement que possible, les fonctions (résilience et productivité), endommagées ou tout simplement bloquées, d'un écosystème en le repositionnant sur une trajectoire favorable (la trajectoire naturelle ou une autre trajectoire à définir).

Plusieurs moyens peuvent être employés dans la réhabilitation d'un écosystème dégradé et il y a au moins autant de trajectoires potentielles que d'actions entreprises. Ces trajectoires sont le plus souvent distinctes de la trajectoire naturelle, qui était celle supposée connue de l'écosystème avant dégradation.

Ce retour, vers un état antérieur, doit être favorisé par des actions telles que la réintroduction de matériel végétal et des micro-organismes associés ou encore des travaux du sol permettant une amélioration conséquente de son fonctionnement hydrique ou des cycles de nutriments, etc. La réintroduction de matériel végétal peut être limitée à la mise en place d'un écosystème simplifié "synthétique", comportant un nombre réduit d'espèces, et constituant une étape intermédiaire entre l'état dégradé et l'écosystème de référence (Figure 1).

Restauration et réhabilitation ont donc comme objectif majeur commun de recréer des écosystèmes autonomes (ou durables) caractérisés par une succession dans les communautés animales et végétales et par la capacité de réparer eux-mêmes les méfaits dus à des perturbations modérées naturelles ou anthropiques. De même, la restauration et la réhabilitation admettent, comme objectifs explicites ou implicites, un retour au précédent niveau de flux d'énergie et cycles de nutriments ainsi que le rétablissement des conditions nécessaires à un bon fonctionnement hydrique du sol (infiltration, bilan) au niveau de la rhizosphère de l'écosystème. Cependant, alors que la restauration *sensu stricto* conduit invariablement à un retour direct et total à l'écosystème préexistant, la restauration *sensu lato* et plus particulièrement encore la réhabilitation, permettent le retour à l'un des stades alternatifs stables possibles ou encore à un écosystème simplifié "synthétique" en tant qu'étape intermédiaire (Figure 1). Les stades alternatifs stables évoqués ici peuvent avoir, ou non, été des étapes dans les processus de la dégradation de l'écosystème original.

La différence entre restauration *sensu lato* et réhabilitation réside dans le fait que cette dernière nécessite fréquemment que soit imposé un "démarrage forcé" d'une nouvelle trajectoire de l'écosystème et que soient combattues les conditions d'établissement des seuils d'irréversibilité alors que, par opposition, les projets de restauration s'appliquent à des écosystèmes présentant encore la capacité de réparer eux-mêmes les effets négatifs de perturbations légères.

Ce que nous nommons réhabilitation a fréquemment été nommé *reclamation* en anglais particulièrement quand il s'agissait de revégétalisation de terrils miniers. Le terme *reclamation* a par ailleurs été utilisé comme synonyme des deux aspects de la restauration et dans quelques cas avec ce que nous appelons réaffectation.

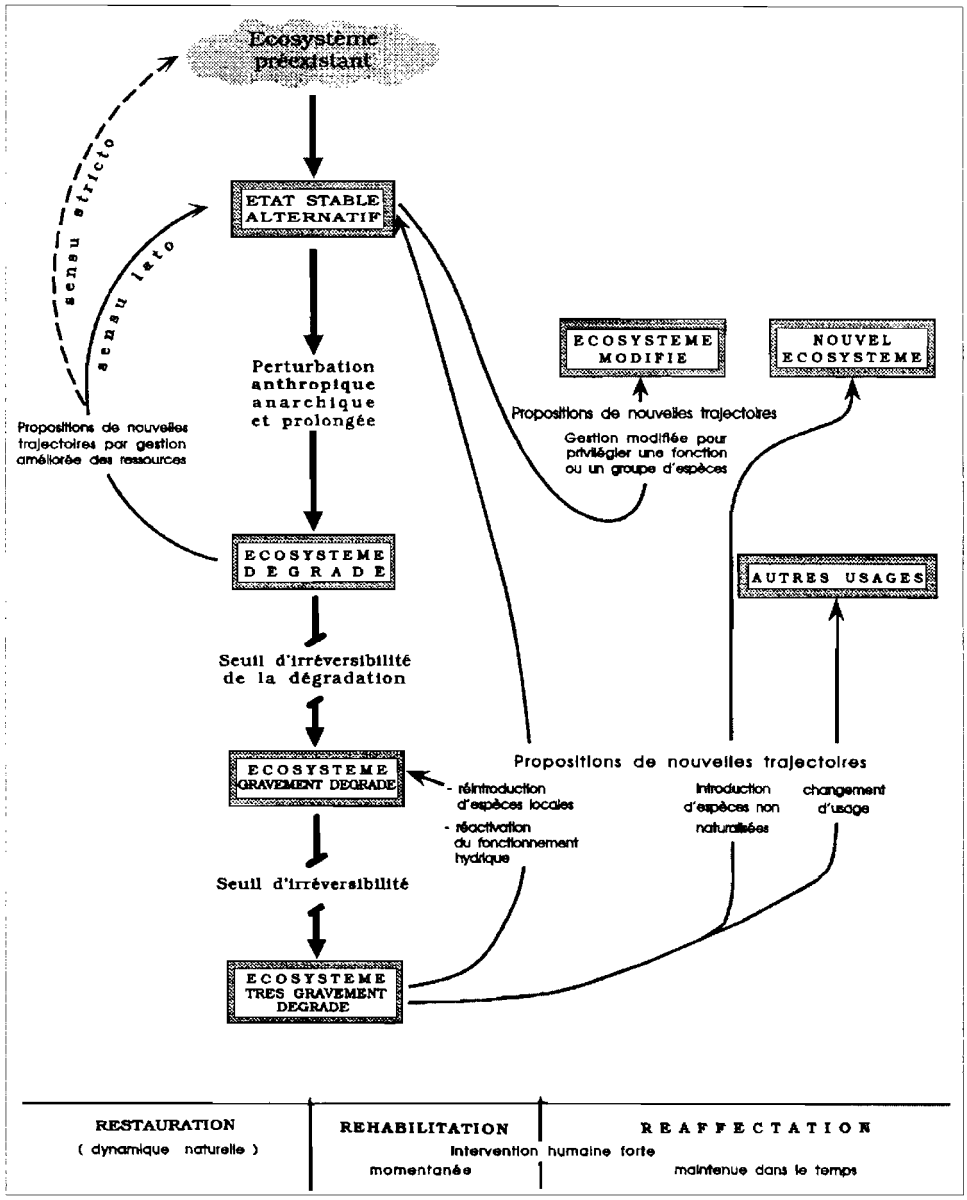


Figure 1. Modèle général décrivant la dégradation des écosystèmes et les trois voies majeures envisagées pour y remédier.

Réaffectation

La réaffectation est le terme général décrivant ce qui se passe quand une partie (ou la totalité) d'un paysage, quel que soit son état, est transformée et qu'un nouvel usage lui est assigné. Ce nouvel état est éventuellement sans relation de structure et/ou de fonctionnement avec l'écosystème préexistant.

Modifier un écosystème, par la gestion qui en est faite, afin d'en privilégier un élément ou une fonction particulière, au prix d'interventions constantes, constitue également une réaffectation.

Par souci de simplification, la réaffectation est, dans la Figure 2, indiquée comme prenant surtout place dans les stades les plus avancés de la dégradation de l'écosystème et même éventuellement quand un ou plusieurs seuils d'irréversibilité ont été franchis.

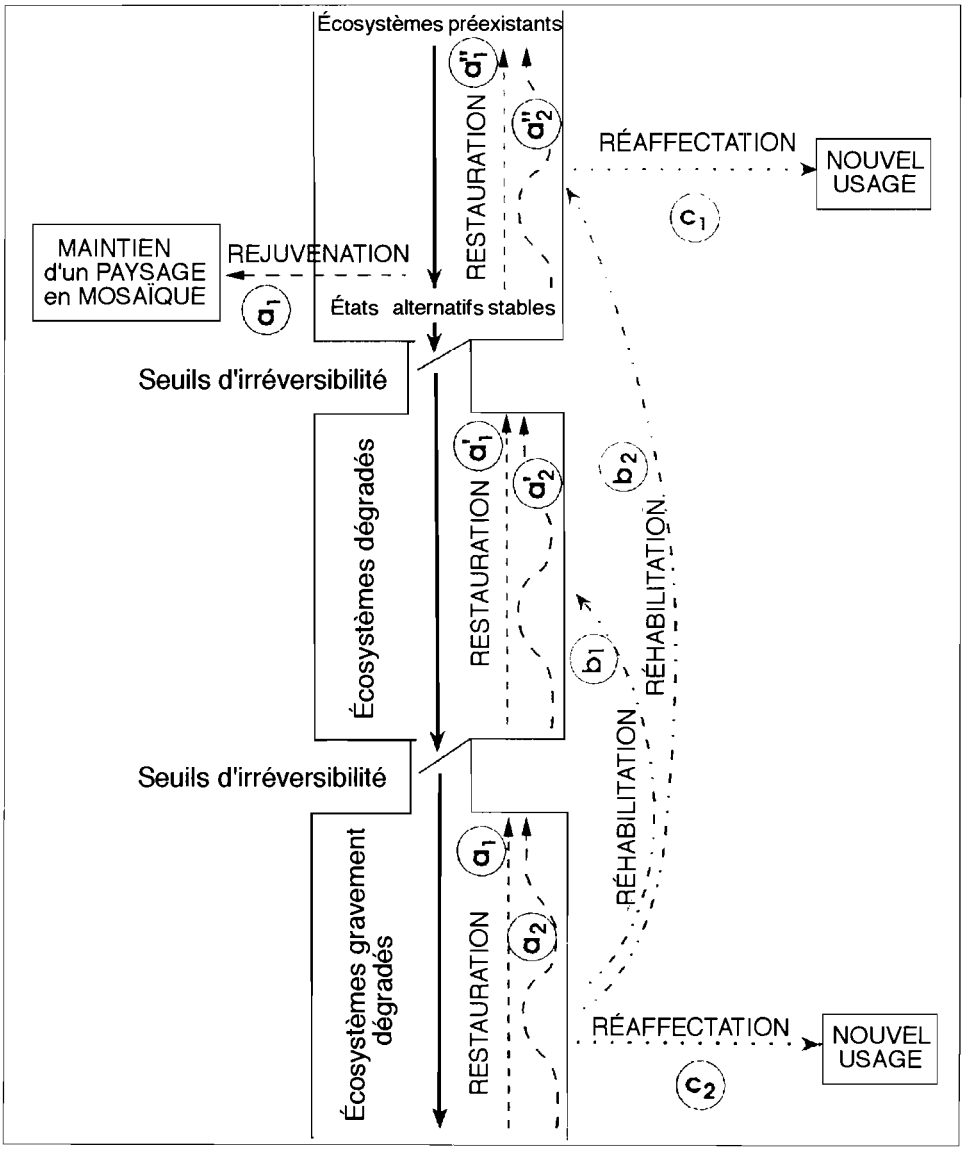


Figure 2. Schéma explicatif des relations entre les trois voies envisagées pour remédier à la dégradation des écosystèmes et les notions de trajectoire et de seuil d'irréversibilité.

A l'inverse de la restauration et de la réhabilitation, des actions de réaffectation sont couramment réalisées par les populations. Ces actions nécessitent des apports permanents d'intrants sous forme d'énergie, d'eau et/ou de fertilisants. Les vastes plantations d'arbustes fourragers (*Atriplex, Acacia*, et *Opuntia*, etc.) réalisées par exemple en Afrique du Nord sont autant d'exemples de réaffectation.

En réalité, la réaffectation peut intervenir à tous les niveaux et même sur un écosystème non encore perturbé. La réaffectation a, au cours de l'histoire des activités humaines, souvent été judicieusement conduite (type et intensité des actions anthropiques) dans des milieux de productivité élevée peu vulnérables et de forte résilience face aux perturbations. Les problèmes, les plus graves, naissent de fait quand cette réaffectation concerne, de façon plus ou moins anarchique, tous les éléments d'un même paysage. Une réaffectation bien conduite doit donc prendre, également, en compte la position relative de la portion de territoire qu'elle concerne dans le paysage afin que soient en particulier respectés les flux et les circulations dont la rupture fragilise certains autres écosystèmes situés par exemple en aval. La pertinence d'une réaffectation peut, en particulier, être évaluée par le niveau de maintien de la possibilité de réorienter l'usage qui est fait de cette portion de territoire (réaffectation multiple) pour faire face à d'éventuels changements des besoins économiques, culturels ou autres.

Réhabilitation et réaffectation nécessitent que soit imposé le "démarrage forcé" d'une trajectoire évolutive de l'écosystème. L'intervention humaine volontaire et forte permettant ce "démarrage forcé" peut être limitée dans le temps dans le cas de la réhabilitation. Les subsides sont plus importants et, de plus, régulièrement apportés (semences, fertilisants, irrigation, gestion, etc.) lorsqu'il s'agit de la réaffectation.

Il reste, bien entendu, possible d'utiliser conjointement, ou successivement, les voies précédemment présentées, sur les mêmes unités de terrain. On peut ainsi par exemple envisager, sur un espace très dégradé, d'avoir d'abord recours à une phase de réaffectation permettant de stopper les méfaits d'une érosion et conjointement (ou dans une seconde phase) d'entreprendre la réhabilitation du même espace. Il est également possible, par exemple, pour des écosystèmes non irréversiblement dégradés mais dont la dynamique est très lente, d'abréger le temps nécessaire pour un retour à l'écosystème préexistant en accroissant, par ressemis, la densité de telle(s) ou telle(s) espèce importante.

Ecosystème de référence

Ainsi que l'ont souligné Cairns [4], Simberloff [2] et Sprugel [5], il n'est pas souvent aisé de définir quels critères écologiques retenir pour évaluer le succès relatif des essais de restauration et de réhabilitation. De même, dans le but de décrire une expérimentation et d'en permettre l'évaluation, il est souhaitable de disposer dès le départ d'une norme de comparaison et d'évaluation, même si elle est en partie arbitraire. Cette norme nous la dénommons "écosystème de référence". Dans la restauration *sensu stricto*, il s'agit normalement de ce que le SER désigne par "écosystème historique indigène", mais dans les opérations de restauration *sensu lato* et de réhabilitation (et bien entendu de réaffectation), il peut s'agir de quelque chose de différent en fonction de l'état d'avancement de la dégradation ainsi que des besoins des propriétaires ou des populations locales.

Stades alternatifs stables

Il est souvent accepté, si la dégradation n'a pas été trop intense, qu'un retour à un stade semblable au stade "historique" reste possible si l'on supprime les causes anthropiques de cette dégradation (feux intentionnels, coupe à blanc, surpâturage, etc.) et que l'on permet aux processus naturels de faire leur œuvre. Cette possibilité reste peu fréquente en zones aride et semi-aride [6-9], où il semble plus raisonnable de choisir de retourner à un stade intermédiaire, à un stade alternatif stable ou encore métastable, qui puisse être atteint et maintenu sous un niveau de perturbation anthropique relativement faible mais éventuellement persistant. Ceci implique que de nouvelles attitudes et pratiques, concernant en tout premier lieu les meilleures techniques d'aménagement, soient inculquées aux populations locales. Bien entendu, certaines perturbations peuvent apparaître, même en l'absence de l'homme ; c'est le cas par exemple des feux spontanés, des ouragans, des éruptions volcaniques, des épidémies, mais ces phénomènes semblent être rares en zones aride et semi-aride.

Espèces clef de voûte

Il s'agit des espèces dont la présence, à une densité suffisante, est nécessaire au maintien de la structure et du fonctionnement de l'écosystème. Le concept, qui a d'abord été utilisé dans les travaux concernant la biologie de la conservation, semble également adapté à l'écologie de la restauration et de la réhabilitation. Ainsi la tentative de réorienter la trajectoire d'un écosystème dégradé peut-être facilitée par la réintroduction soigneuse, ou l'accroissement de la densité, des espèces clef de voûte et quand cela s'avère nécessaire par l'éradication des espèces "exotiques" introduites volontairement ou par inadvertance [2].

Seuil d'irréversibilité

Le concept de "seuil", dans les changements environnementaux, est bien établi en écologie [10-12] et a également été, récemment, appliqué à l'aménagement des terres de parcours. Ces seuils d'irréversibilité ne sont généralement pas aisément détectables ou quantifiables.

La plupart des écosystèmes des zones aride et semi-aride ne peuvent revenir à un état antérieur, quand ils ont franchi ne serait-ce qu'un de ces seuils, sauf en cas d'interventions réalisées pour corriger les changements qui ont conduit à ce franchissement. Par exemple il peut être nécessaire de reconstituer la banque de semences ou le stock de matière organique et de micro-organismes du sol afin de faciliter l'établissement des plantes et leur croissance. Quand la troncature des horizons supérieurs du sol, la sédimentation, la salinisation ou d'autres processus ont profondément modifié les couches de surface du sol, il peut être indispensable de reconditionner les sols ou de réactiver leur fonctionnement hydrique.

Résistance et résilience

La résistance est l'inertie d'un écosystème au changement [10, 13], et la résilience est son aptitude à revenir à sa trajectoire antérieure de succession progressive après disparition des perturbations externes qui l'en avaient dévié [14]. La résilience est peut-être le meilleur indicateur de la santé ou de l'intégrité d'un écosystème [15]. La stabilité est un concept général regroupant à la fois résistance et résilience [16].

Les manières de mesurer la résistance et la résilience n'ont, en réalité, été que peu documentées. Walker *et al.* [17] ont proposé deux critères possibles d'évaluation, de toute évidence plus applicables à la réhabilitation qu'à la restauration :

- le coefficient de variation de la productivité dans diverses trajectoires ;
- le taux de retour au niveau antérieur de productivité suite à des interventions spécifiques [8, 18]. Pour cette dernière, quelques mesures de la structure de l'écosystème incluant sa biodiversité seraient également nécessaires.

Un point à mettre en valeur est que la résilience et la résistance sont souvent indépendantes l'une de l'autre [19, 20]. Cependant, nous pensons qu'aucune généralisation ou équation de l'une d'entre elles ne peut s'appliquer à la totalité des processus de la trajectoire d'un écosystème. Elles ne peuvent donc s'appliquer que dans le contexte d'une phase précise, régressive ou progressive, d'une trajectoire délimitée par un plafond et un plancher. Nous suggérons également que, dans une phase donnée de dégradation, l'accroissement de la résistance coïncide avec une réduction de la résilience.

Trajectoire

La trajectoire d'un écosystème n'est pas un synonyme de "succession", quoiqu'il y ait un certain chevauchement entre les deux termes. Il s'agit, de fait, d'un terme général recouvrant, pour un écosystème donné, à la fois la succession, telle qu'elle a été définie par Clements [21] et tous les itinéraires possibles de développement, ou, mieux encore, d'évolution de cet écosystème sous quelque pression que ce soit.

La trajectoire de retour vers l'écosystème de référence (par exemple l'état alternatif stable choisi) peut, éventuellement dans le contexte de la restauration, être très exactement l'inverse (hystérisis) de celle parcourue lors de la dégradation (a^1 sur la Figure 2).

Dans le cadre d'essais de réhabilitation, il peut être envisagé soit de ramener au plus tôt l'écosystème sur sa trajectoire "naturelle", à savoir celle de l'écosystème préexistant à un moment donné de son histoire, soit de choisir une trajectoire partiellement différente mais conduisant cependant vers l'un des états alternatifs stables, désigné comme écosystème de référence. Il existe parfois plusieurs trajectoires possibles pour parvenir à un même "état alternatif stable". Il reste également possible, dans ce même contexte, que la trajectoire retenue permette de franchir un ou plusieurs seuils d'irréversibilité (respectivement b^1 et b^2 sur la Figure 2).

Ainsi que nous l'avons déjà signalé, la réaffectation peut être appliquée à un écosystème quel que soit son état. Par exemple, au niveau de la Figure 2, elle est schématisée comme concernant aussi bien un écosystème "initial" (c^1) qu'un écosystème gravement dégradé (c^2).

Il est donc concevable que l'on puisse "piloter" un écosystème sur une trajectoire préalablement choisie en fonction d'objectifs à atteindre. Piloter la trajectoire d'un écosystème, c'est agir sur l'ensemble des forces et des processus qui, à terme, détermineront sa structuration (gamme de types biologiques parmi les végétaux, réseaux trophiques parmi les animaux, etc.) lui permettant ainsi de retrouver rapidement les cycles, les flux, les niveaux de variabilité génétique des populations, les interactions inter et intraspécifiques de la biocénose totale, ainsi que la richesse spécifique de tous les compartiments principaux : producteurs, consommateurs et décomposeurs (c'est-à-dire richesse microbiologique et mésofaunique dans les sols et les eaux).

Le bon choix d'une trajectoire pour tout écosystème, même délaissé (déprise), implique de prendre en compte, prioritairement, deux aspects, à savoir : le stade de dégradation atteint par l'écosystème et les principales conséquences des mésusages qui en ont été faits.

Les voies (restauration, réhabilitation, réaffectation) et les trajectoires doivent être choisies sans perdre de vue que, le futur lointain étant pour une bonne part imprévisible, d'éventuels changements locaux, régionaux, nationaux ou globaux sont toujours possibles qui peuvent rendre de nouveau "rentables" l'agriculture, la foresterie, etc. La localisation des interventions à travers le paysage est à effectuer avec le plus grand soin. Autrement dit, il importe de limiter au strict nécessaire, surtout dans les portions du paysage les plus sensibles à la dégradation et aux perturbations (érosion, inondations...), les interventions plus ou moins irréversibles.

Par exemple, la construction de lotissements ruraux, et péri-urbains, sur des terrains fertiles ou régulièrement inondés et consacrés à l'agriculture depuis "tous les temps" représente une mauvaise réaffectation, sauf à imaginer que des mesures ultérieures seront prises, si le besoin s'en faisait sentir, pour restituer à ces "terrains bâtis" leur destination agricole ou forestière.

La dégradation peut éventuellement faire changer de trajectoire un écosystème en modifiant par exemple les pressions extérieures. Il en résulte qu'un écosystème dégradé puis délaissé (non piloté) suit l'une des, parfois nombreuses, trajectoires possibles, en fonction des forces qui s'y exercent. Certaines de ces trajectoires peuvent être péjorantes pour l'écosystème et entraîner une aggravation persistante de sa dégradation.

Attributs vitaux de l'écosystème

Odum avait, dès 1969 [22], déterminé, au niveau de l'écosystème, une liste d'attributs permettant de comparer entre eux les différents stades d'une succession. Malheureusement, peu de choses ont été faites depuis lors pour tester ses idées sur la stratégie de développement d'un écosystème. Noble et Slayter [23] ont cependant défini plusieurs catégories d'attributs vitaux, du cycle biologique, utiles pour l'évaluation de la réponse d'une espèce à une perturbation récurrente. Modifiant ici le concept de Noble et Slayter, et rendant à Odum ce qui lui appartient, nous définissons comme étant "attributs vitaux de l'écosystème" (AVE) les caractéristiques ou attributs qui sont corrélés et peuvent servir d'indicateurs de la structure et du fonctionnement d'un écosystème. Ils peuvent donc servir dans la formulation d'hypothèses et la conception d'expérimentations relatives à la restauration et à la réhabilitation.

Il est possible de présenter plusieurs classements des attributs que nous avons retenus selon qu'ils qualifient, par exemple, plus particulièrement la structure ou le fonctionne-

ment de l'écosystème. Il paraît cependant préférable de les présenter selon l'ordre logique suivant :

1) richesse floristique en espèces pérennes,
2) richesse floristique en espèces annuelles,
3) spectre biologique,
4) diversités alpha et bêta des végétaux et des animaux,
5) recouvrement total de la végétation,
6) phytomasse aérienne sur pied,
7) productivité de la biomasse,
8) présence et activité des espèces clés de voûte (végétales et/ou animales),
9) stock de graines viables dans le sol,
10) état de la surface du sol,
11) coefficient d'infiltration des pluies,
12) coefficient d'efficacité des pluies,
13) réserve maximale en eau disponible,
14) durée de disponibilité en eau du sol,
15) matière organique du sol,
16) capacité d'échange cationique,
17) efficacité d'utilisation de l'azote,
18) indices des cycles des matériaux,
19) abondance relative de mésofaune détritivore,
20) infectivité potentielle par les rhizobiums,
21) infectivité potentielle par les mycorrhizes.

Cet ensemble de paramètres mérite d'être défini même brièvement afin qu'un consensus puisse se dégager sur l'intérêt de les mesurer ou de les observer.

Définition des attributs vitaux de l'écosystème

Ces attributs peuvent de plus être regroupés en thèmes axés sur la diversité végétale, la phytomasse, les relations plante-sol-eau, etc. Il est évident que, dans d'autres situations, d'autres aspects globaux devront éventuellement être privilégiés et la liste des attributs révisée en conséquence. Certains de ces attributs ne peuvent être obtenus dans les conditions expérimentales habituelles mais, beaucoup étant corrélés entre eux, la détermination de l'un d'entre eux permet d'avoir une estimation correcte de certains autres. Nous précisons ici la définition des différents attributs retenus :

1 - La richesse floristique en espèces pérennes (AVE 1) et en espèces annuelles (AVE 2) est relativement facile à obtenir par la répétition de relevés. Combinées, elles sont révélatrices de différences de structure entre les diverses phases de succession d'un écosystème. Les pérennes paraissent occuper une position dominante dans la plupart des écosystèmes terrestres et aquatiques en conditions relativement stables. Par contraste, quelques stades de la succession de la majorité des écosystèmes des zones aride et semi-aride sont caractérisés par leur grand nombre d'espèces annuelles. De même, on associe parfois faible fertilité du sol et grande diversité des espèces annuelles, pour certains pâturages de la zone tempérée [24] et pour les savanes [25], par exemple. De fait, quelques

espèces pérennes peuvent devenir abondantes et envahissantes dans des situations de perturbation prolongée.

Parmi les pérennes, il est utile de distinguer les herbacées des ligneuses puisque les interactions entre espèces de ces deux strates constituent un paramètre important dans les écosystèmes (tels que les savanes, les pâturages semi-arides, les steppes à ligneux bas des zones arides), surtout s'ils sont soumis à une utilisation et à une dégradation anthropique fortes et prolongées.

Quand la chose est possible, il est également utile de prendre en considération la composition taxonomique de l'écosystème de référence.

2 - Le spectre biologique (AVE 3), originellement défini par Raunkiaer (1934), est un indicateur supplémentaire et particulièrement important de la structure de l'écosystème ainsi que, probablement, de son fonctionnement. Comme pour la diversité béta, la variabilité du spectre biologique d'un écosystème décroît habituellement quand croît son niveau de dégradation. Ce type d'attribut peut en particulier être utilisé pour comparer différents états de formations végétales originellement de même type.

3 - La diversité béta (AVE 4) est définie comme étant "l'importance du remplacement des espèces ou des changements biotiques le long de gradients environnementaux". Whittaker (1972) MacArthur (1965) et Wilson et Shmida (1984) ont prouvé l'importance de la détermination de la diversité béta en plus de la diversité alpha (nombre d'espèces dans une communauté) comme composante de la diversité totale. Frank et MacNaughton (1991) ont montré, dans une étude, la corrélation positive qui existe entre la diversité et les changements de composition spécifique dans la communauté végétale perturbée par la sécheresse.

4 - Le recouvrement total de la végétation (AVE 5) est un bon intégrateur des AVE 1 et 2 mais il peut varier significativement dans l'année et d'une année à l'autre en fonction en particulier du régime pluviométrique. Dans certaines situations, telles que les savanes sahéliennes, le recouvrement végétal total est un des indicateurs les plus utiles. Cependant, le recouvrement végétal seul, ou même combiné avec la richesse spécifique, ne signifie pas grand-chose par rapport à la productivité de l'écosystème. Il existe deux attributs corollaires importants qui sont, d'une part, la phytomasse aérienne totale (AVE 6) (en kg de matière sèche par unité de surface) mesurée à la fin de la principale saison de croissance et, d'autre part, la productivité qui sera décrite ci-après.

5 - La productivité de la biomasse (AVE 7) (kg de biomasse $ha^{-1}an^{-1}$) complémentaire du recouvrement total est intéressante à prendre en compte dans les projets de réhabilitation. Cet indicateur ne peut cependant pas fournir la totalité des informations requises par un gestionnaire d'écosystèmes et ce malgré la généralisation de Margalef [13] selon laquelle le quotient de la biomasse sur pied par la productivité annuelle croît quand croît la maturité d'un écosystème. Quelques écosystèmes sont en réalité plus productifs (en termes de kg MS par unité de surface et de temps) durant les premiers stades de dégradation que dans les stades antérieurs à la perturbation. Ceci est dû à une rapide colonisation par des espèces nitrophiles envahissantes incluant en particulier des Composées annuelles et des Graminées, mais également éventuellement par quelques Légumineuses ligneuses. Dans les stades avancés de la dégradation, la productivité décroît invariablement très fortement. C'est pourquoi d'autres attributs vitaux sont nécessaires pour décrire le fonctionnement de l'écosystème.

6 - Présence et activité des espèces clef de voûte (AVE 8). On se réfère ici à la définition donnée dans le paragraphe relatif à la terminologie de base.

Étant donné l'évidence de plus en plus marquée de l'importance des légumineuses pérennes fixatrices d'azote dans les écosystèmes non perturbés des zones aride et semi-aride, ainsi que dans les stades alternatifs stables des régions sous climat méditerranéen et des savanes, nous présumons que les légumineuses pérennes fixatrices d'azote sont à compter parmi les espèces clef de voûte de nombreux écosystèmes, y compris ceux de nos sites d'étude dans le Chili central, le sud de la Tunisie et le nord du Cameroun.

Une fois identifiées, ou même seulement présumées au niveau des hypothèses de travail, les espèces clef de voûte devraient logiquement faire partie des premières espèces candidates pour une réintroduction expérimentale dans les écosystèmes perturbés. Cependant, comme la réintroduction d'espèces est coûteuse et risquée et qu'elle nécessite en plus une surveillance sur un long terme, il est bon d'évaluer les méthodes à employer et les risques qu'elles présentent. Leur impact sur les herbacées et les sols peut varier considérablement selon la provenance du matériel végétal introduit.

Si les arbres et arbustes fixateurs d'azote sont des espèces clef de voûte, il est évident que les rhizobiums et autres micro-organismes qui leur sont associés le sont également. Quoique ces micro-organismes soient cependant moins bien connus que les végétaux supérieurs, il semble que les considérations faites à propos des espèces végétales clef de voûte doivent également s'appliquer aux microsymbiontes clef de voûte.

7 - Le stock de graines viables du sol (AVE 9) est considéré comme étant un attribut de grande utilité. L'absence des semences de certaines espèces «clef de voûte» dans le stock de graines viables du sol peut servir de critère de base pour déterminer si la seule mise en défens est susceptible de permettre une restauration. En cas d'absence de ces semences, il est nécessaire de recourir à la réhabilitation par, en particulier, réintroduction de matériel végétal.

8 - L'état de la surface du sol (AVE 10) permet en particulier de présager de l'importance de l'infiltration, du ruissellement et des facteurs de l'érosion dans les zones aride et semi-aride. Cet attribut devient de plus grande importance encore dans les situations où le recours à la télédétection est possible. Sur le terrain, il est nécessaire de bien définir les aspects particuliers les plus primordiaux à observer (pellicule de battance, encroûtement, etc.). Il faut également noter les interrelations entre cet attribut et ceux déjà cités "stock de graines", "coefficient d'infiltration de la pluie" et "coefficient d'efficacité de la pluie".

Casenave et Valentin (1989) ont proposé une première clef de détermination des types élémentaires de surface de sol des zones aride et semi-aride.

9 - Le coefficient d'infiltration des pluies (AVE 11), qui est défini comme étant la quantité d'eau infiltrée dans les horizons du sol, constitue ainsi un indicateur de l'état de surface du sol et de leur capacité d'emmagasinement. Toute l'eau infiltrée dans le sol n'est bien entendu pas obligatoirement utilisée par les plantes. Malgré cela, et au même titre que la réserve maximale en eau disponible pour les plantes, le coefficient d'infiltration de la pluie est un indicateur utile de l'état des sols tant en zones aride et semi-aride qu'ailleurs. Il est très directement lié à la présence ou à l'absence de croûte de surface qui se forme dans les écosystèmes dégradés et tendent à priver les sols de toute possibilité d'infiltration.

10 - Le coefficient d'efficacité de la pluie (AVE 12) est défini comme étant le quotient de la relation qui existe entre la quantité d'eau précipitée en un endroit et la biomasse

aérienne produite en ce même lieu. Dans les zones sèches et ailleurs ce coefficient constitue un excellent indicateur des sols mais également de la productivité des écosystèmes. Le coefficient d'efficacité de la pluie exprimé en kg de biomasse aérienne sur pied produits par mm d'eau évapotranspirée est plus précis et significatif que le coefficient d'efficacité de la pluie. Cependant, le coefficient d'efficacité de la pluie est plus facile à mesurer dans la majorité des situations et également plus utile pour des comparaisons régionales.

11 - La quantité maximale d'eau disponible dans le sol (AVE 13), même si elle n'est pas toujours facile à mesurer, présente une importance considérable dans les zones aride et semi-aride où les précipitations sont irrégulières. Par exemple, dans les études de cas de Floret et Pontanier (1982) en Tunisie et de Seiny-Boukar (1992) au Cameroun, les profils de sol étant peu épais, les réserves en eau sont aisées à mesurer et ont été corrélées avec la productivité. Les différences d'influence de la réserve en eau sur la productivité de biomasse aérienne de plusieurs espèces ligneuses basses et graminées pérennes natives des steppes du sud tunisien sont très importantes et ont été utilisées pour une étude des écosystèmes dans cette région. Des données similaires relatives aux espèces des pâturages nord-américains ont été utilisées dans une expérimentation sur la restauration et l'aménagement de prairies.

12 - La durée de période de disponibilité en eau du sol (AVE 14) est assez facile à mesurer par divers tensiomètres disposés à différentes profondeurs dans le sol. Quand les données concernant cet attribut sont disponibles, en plus de celles du coefficient d'efficacité de la pluie, il devient possible d'effectuer des prédictions sur la saisonnalité, la durée et l'importance de la production végétale et ainsi d'aider au choix des espèces à introduire dans les premiers stades des essais de restauration et de réhabilitation.

13 - La teneur en matière organique du sol (AVE 15), rapidement accessible, est un attribut hautement révélateur complémentaire des attributs vitaux (5) et (6) de l'écosystème. Il y a une corrélation positive entre, par exemple, la teneur en matière organique et la phytomasse aérienne sur pied dans des sols subtropicaux. Les faibles teneurs en matière organique influencent directement les caractéristiques du sol critiques pour l'établissement des plantules, pour l'infiltration de l'eau et la pénétration des racines dans les zones arides et semi-arides. En conséquence, il y a un grand intérêt à étudier la litière, les détritivores et d'autres contributeurs potentiels à la matière organique de ces écosystèmes.

14 - La capacité d'échange cationique (AVE 16) est généralement considérée comme étant un attribut très hautement sensible à la dégradation et directement corrélé à la fertilité du sol.

15 - Le coefficient d'efficacité de l'azote (AVE 17) est un attribut vital puisque, même dans les milieux aride et semi-aride, l'azote et le phosphore disponibles (et les autres nutriments) peuvent limiter, au moins autant que le fait le manque d'eau, la croissance des animaux et des végétaux [26]. Il peut y avoir une relation inverse entre le total de biomasse sur pied dans un écosystème à un moment donné et la quantité totale d'azote contenue dans cette biomasse.

Ainsi qu'il a été défini pour des individus ou des populations végétales le coefficient d'efficacité de l'azote (CEA) combine : 1) le taux instantané de fixation de carbone par unité d'azote et 2) la durée moyenne de présence de l'azote dans la plante. Ainsi, CEA = A/Ln, où A est la productivité de l'azote et $1/Ln$ la durée moyenne de présence de l'azote. Le premier terme de l'équation est essentiel puisqu'une relation linéaire étroite existe

entre le taux de croissance relative et la concentration en azote dans les plantes. Le second terme est également important puisque l'azote peut résider plus ou moins longtemps dans un végétal avant d'en sortir suite à la chute des organes. Dans les sites pauvres en nutriments, une longue durée moyenne de présence peut être favorable à la plante, alors que, dans les sites riches en azote, un taux élevé de circulation de l'azote et une circulation rapide sont favorisés. Cependant, il existe des différences nettes, à la fois dans le taux de conversion de l'azote et la durée moyenne de présence, entre les espèces qui coexistent. Quoique Vitousek (1982) suggère que le coefficient d'efficacité des nutriments est, dans une forêt, inverse de la concentration en nutriments dans la litière, il reste à préciser la façon d'appliquer le concept d'efficacité d'utilisation des nutriments à un écosystème complexe. Il est clair que l'un des facteurs à considérer est la relation qui existe entre ce coefficient et les types biologiques des végétaux. Par exemple, Muller et Garnier (1990) et Joffre (1990) ont démontré que certaines graminées pérennes utilisaient plus efficacement l'azote que des graminées annuelles des mêmes genres.

Jarrell et Virginia (1990) suggèrent que l'accumulation de cations dans la zone rhizosphérique du sol peut servir dans le calcul à la fois de la quantité d'eau utilisée durant la durée de vie d'un écosystème et de la quantité cumulée de N^2 symbiotique fixée. Ceci laisse à penser que des variables empiriques peuvent être identifiées, qui permettraient d'estimer l'efficacité biotique du sol, étant données les quantités fixées et la diversité de la végétation sur une période de climat à conditions constantes.

16 - L'efficacité des cycles (AVE 18) mesure le ratio du total de l'énergie (ou, plus couramment, d'un élément tel que l'azote ou le carbone), qui est recyclé dans un écosystème par rapport à la quantité totale d'énergie (ou de l'élément) mobilisée par un ou plusieurs éléments de l'écosystème [27, 28]. Cet attribut peut également s'appliquer à l'échelle du paysage.

A l'échelle de l'écosystème, la richesse spécifique et beaucoup d'autres attributs sont corrélés avec l'efficacité des cycles, c'est-à-dire avec le niveau des nutriments actifs, ou disponibles, dans le système à un moment donné [24, 29]. Il a été également démontré que la fertilité du sol influence le coefficient d'efficacité de la pluie dans les savanes [25, 26].

La comparaison des indices de cyclage des nutriments, spécialement N et P, à différents stades de la trajectoire d'un écosystème, permet de se rendre compte de leur intérêt dans l'évaluation des niveaux relatifs de perturbation, ainsi que lors des essais de restauration et de réhabilitation. Puisqu'il est supposé [22] que plus les écosystèmes sont matures plus leur capacité à piéger et à retenir les nutriments pour des cyclages internes est grande la réussite de l'ajustement des cycles minéraux et la réduction des taux d'échange entre les organismes et l'environnement peuvent permettre d'évaluer le niveau relatif de réussite de la restauration ou de la réhabilitation.

17 - L'abondance relative de la mésofaune détritivore du sol (collemboles, termites, etc.) (AVE 19). Cet attribut est particulièrement intéressant à mesurer (par exemple, nombre moyen d'organismes pour 100 grammes de sol) en tant qu'indice de la diversité biotique du sol. Il s'agit également là d'un indice corrélé à l'efficacité des cycles des différents nutriments.

18 - Les indices d'infectivité potentielle par les rhizobiums et les mycorrhizes (respectivement AVE 20 et 21). L'efficacité des microsymbiontes est également un attribut important ; elle est cependant très délicate à mesurer directement au niveau de l'écosys-

tème. Nous proposons que soient retenus les indices d'infectivité potentielle par les *Rhizobiums* et les *Mycorrhizes* exprimés à travers le pourcentage de racines, d'une plante témoin, infectées par gramme de sol, en conditions expérimentales contrôlées.

Les informations globales sur l'abondance et la diversité biotique du sol étant critiquables, il est important d'effectuer des inventaires séparés des bactéries hétérotrophes fixatrices d'azote et des autres micro-organismes tels que les *Rhizobiums*, les *Mycorrhizes* endo-, vésiculaires ou arbusculées.

En plus de leur impact sur les plantes "hôtes", les micro-organismes du sol ont un énorme impact sur la végétation de l'ensemble des écosystèmes terrestres y compris dans les zones aride et semi-aride [3, 30, 31]. Les bactéries du sol et plus spécialement les *Rhizobiums* jouent, par exemple, un rôle critique dans la compétition dans les communautés graminées-légumineuses [32]. Les *Mycorhizes* peuvent modifier la compétition entre les végétaux aux différents stades d'une succession [33].

De la même façon, et quoique nous ne fassions que l'évoquer, il est fort probable que les parasites et/ou les agents pathogènes d'espèces animales sont, dans certaines situations, aussi importants à considérer que les microsymbiontes.

Ainsi que nous l'avons déjà suggéré, c'est en définitive la capacité de respecter un certain niveau d'intégrité des paysages qui déterminera les chances de succès des opérations de restauration, de réhabilitation et même de réaffectation. Sans entrer très avant dans l'écologie des paysages, il nous faut cependant aborder les deux notions fondamentales que sont la fragmentation et la réintégration des paysages.

Fragmentation et réintégration au niveau du paysage

Il est reconnu que l'action de l'homme s'est exercée sur tous les espaces, même ceux encore considérés comme "naturels". Le climat, la géologie, la circulation locale des eaux, la succession des actions anthropiques, etc., entraînent une répartition différenciée des sols et des écosystèmes (y inclus les agro-écosystèmes), qui présentent de plus entre eux des interactions très fortes. C'est très explicitement ce que Forman et Godron [34] ont retenu dans leur définition d'un paysage, à savoir "un assemblage d'écosystèmes interagissant d'une manière qui détermine des patrons spatiaux qui se répètent et sont reconnaissables". Par exemple, le long d'une toposéquence, même de très faible pente, les unités en aval sont dépendantes des "unités" situées en amont, du fait de la simple circulation des éléments liquides et solides. Cette relation existe également à d'autres niveaux, et dans tous les sens et vraisemblablement entre toutes les unités situées dans un même paysage (circulation des animaux, des diaspores, etc.). L'intervention de l'homme, surtout si elle s'avère mal localisée ou trop forte, est susceptible de rompre ces relations et les équilibres qui en découlent. Les conséquences de tels mésusages sont évidentes non seulement sur l'écosystème directement utilisé par l'homme, mais également, avec plus ou moins de gravité, sur tous ceux qui lui sont reliés.

La restauration ou la réhabilitation d'un écosystème dégradé peut être rendue délicate (voire impossible) si l'on ne tient pas compte de ces relations et de la nécessité de raisonner et parfois d'intervenir plus largement sur les divers éléments du paysage (ou de la

toposéquence). Deux concepts opposés, fragmentation et réintégration, qualifient ce qui est évoqué précédemment ; il importe de les définir.

Fragmentation du paysage

La fragmentation d'un paysage est marquée par la rupture de certaines relations (ou toutes) de connexité qui participent, en particulier, au maintien de la trajectoire naturelle des divers écosystèmes qui le constituent. Les conséquences de la fragmentation se répercutent à tous les niveaux intra et intercommunautaires.

Il est tout à fait aisé de considérer un paysage comme étant la "matrice" des écosystèmes qu'il contient ; de même qu'un écosystème est la matrice de communautés, populations et organismes. Matrice provient du mot latin *matrix* signifiant utérus [35] et certains dictionnaires modernes le définissent brièvement comme "un endroit où quelque chose est formé et se développe". Quoique hors de sa stricte signification originelle ce mot peut donc être très utile ici. Pearce [36] considère qu'une matrice offre, de fait, trois avantages aux organismes ou systèmes vivants qu'elle contient : une source de possibilités, une source d'énergie pour explorer ces possibilités et un endroit sûr où cette exploration peut avoir lieu.

Réintégration dans un paysage

Lorsque les pratiques humaines sont modifiées dans le sens d'une durabilité écologique et de la conservation de la biodiversité, et lorsque la restauration ou la réhabilitation sont bien appliquées à des écosystèmes plus ou moins dégradés, le résultat est - pour reprendre une phrase de Hobbs et Saunders (1991) - un essai de "réintégration de paysages fragmentés".

La réintégration des écosystèmes dans un paysage est donc la série d'opérations qui vise à rétablir les relations et autres caractéristiques permettant aux divers écosystèmes de ce paysage soit de retrouver leur trajectoire naturelle, soit de suivre une autre trajectoire qui leur aura été désignée. Elle favorise, en particulier, l'interactivité des écosystèmes, chacun d'entre eux contribuant dès lors, plus ou moins étroitement, au maintien de la trajectoire (naturelle ou imposée) de tous (ou partie) les autres.

L'usage qui en est fait peut s'opposer, du moins momentanément, à ce que certaines portions d'un paysage puissent être réintégrées (exemple : carrière). Il reste important que ces portions non réintégrables de paysage et l'usage qui en est fait ne constituent pas une obstruction à l'œuvre générale et que donc leur localisation et leur intensité d'exploitation soient raisonnées avec comme objectif de maintenir au meilleur niveau possible les interactions entre écosystèmes voisins. La réintégration implique donc que les usagers des divers écosystèmes (d'un même paysage) s'engagent dans une démarche commune pour une gestion durable des ressources et de l'espace qu'ils gèrent (et qu'ils créent) ensemble. Accepter cette démarche entraîne la reconnaissance de la nécessaire compatibilité d'usage (localisation et niveau de pression) qui doit exister pour les divers écosystèmes si l'on souhaite qu'ils se développent tous (ou partie) sur leur trajectoire naturelle ou réajustée. Il importe également de mieux partager l'espace dans les zones de forte densité (ville, etc.) ou de forte pression humaine (agriculture intensive), afin de garantir un bon niveau de réintégration ultérieure dans le paysage.

La réintégration dans un paysage passe nécessairement par une mise en œuvre harmonieuse des possibilités offertes par la restauration, la réhabilitation et la réaffectation. Par la suite, la réintégration des écosystèmes dans le paysage étant acquise, il convient de bien gérer cet espace et, dans ce but, de faire éventuellement appel à la voie du rajeunissement.

Conclusion

Ainsi que W.M. Schaffer [37] l'a indiqué, les écologistes ne seront probablement jamais capables d'écrire la totalité des équations permettant de trouver de l'ordre dans le chaos que constitue chaque système naturel. Les projets de restauration et de réhabilitation expérimentale offrent cependant une excellente occasion d'élucider la dynamique de la structure et du fonctionnement des écosystèmes. Nos hypothèses seront bien entendu difficiles à tester, mais nous avons jugé utile de les inclure ici afin de stimuler la discussion et de favoriser la mise en place de tests empiriques. Étant à la fois extensifs et, semble-t-il, relativement simples, les écosystèmes des zones aride et semi-aride peuvent constituer des situations idéales pour de tels tests.

Ainsi que Bradshaw (1987) l'a signalé, le temps est venu d'étudier l'écologie des écosystèmes. Les projets de restauration et de réhabilitation offrent tous deux de bonnes occasions d'entreprendre de tels travaux. Il est également temps d'étudier l'évolution des trajectoires des écosystèmes au cours des processus de dégradation, de restauration et de réhabilitation. Nous avons exposé que la restauration *sensu stricto* vise à rétablir l'intégralité des espèces préalablement présentes, alors que la restauration *sensu lato* n'ambitionne que de réorienter la trajectoire d'un écosystème dégradé dans une direction semblable à celle qu'il avait antérieurement à la perturbation. La réhabilitation tente de rétablir les fonctions de l'écosystème et, en premier lieu, celles permettant une productivité durable. La réaffectation quand elle est appliquée à l'agriculture ou à la sylviculture reste dépendante de "subventions" externes et représente une situation non naturelle de "succession perpétuellement interrompue".

L'écologie de la restauration et de la réhabilitation, si elle veut se distinguer de la foresterie traditionnelle, de l'aménagement des parcours ou encore de la réhabilitation agronomique d'une part et de la biologie de la conservation d'autre part, doit devenir une science mature en bâtissant ses propres modèles et en testant des hypothèses sur les trajectoires d'écosystème : rétrogression au cours de la restauration ou succession rénovée lors de la réhabilitation.

Il est tout à fait possible de sensibiliser les gens sur le fait que penser et agir sur son environnement c'est, avant tout, choisir son cadre de vie économique.

Beaucoup de personnes sont alarmées par les conséquences déjà graves de la dégradation de presque tous les écosystèmes et paysages au monde ; elles ignorent peut-être que ces déprédations continuent et même s'accélèrent. En plus, et à cause de l'impossibilité de stopper brutalement les processus en cours, de la disparition des espèces et de la réduction de la variabilité génétique, nous assisterons encore longtemps à une triste continuation du double processus d'artificialisation et de banalisation des paysages et des écosystèmes.

Sans rêver, cette fois, il semble impossible que la préservation des milieux puisse être assurée autrement que dans le cadre de programmes de restauration et de réhabilitation des écosystèmes et de réintégration des paysages. Même lorsque cela reste possible, il est très onéreux de réparer ce que l'homme a détruit et il est donc plus économique, et de plus pédagogique, pour le futur, de se préoccuper dès maintenant de ne pas commettre l'irréparable.

Références

1. Cairns J. Jr. (1989). Restoring damaged ecosystems : is predisturbance condition a viable option ? *Environmental Professional* ; 11 : 152-159.
2. Simberloff D. (1990). Reconstituting the ambiguous-can islands be restored ? In : Towns, Dougerthy, Atkinson, eds. *Ecological restoration of New Zealand islands*. New Zealand Depart. of Conservation, Wellington : 37-51.
3. Carpenter A.T., Allen M.F. (1988). Responses of *Hedysarum boreale* to mycorrhizas and *Rhizobium* : plant and soil nutrient changes in a disturbed shrub-steppe. *New Phytologist*, 109 : 125-132.
4. Cairns J. Jr. (1991). The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *Environmental Professional* ; 11 : 152-159.
5. Sprugel D.G. (1991). Disturbance, equilibrium and environmental variability : what is "natural" vegetation in a changing environment ? *Biological Conservation* ; 58 : 1-18.
6. Smeins F.E., Taylor T.W., Merril L.B. (1976). Vegetation of a 25 year exclosure on the Edwards Plateau. *Journal of Range Management* ; 29 : 24-29.
7. West N.E., Provenza F.D., Johnson P.S., Owens M.K. (1984). Vegetation change after 13 years of livestock grazing exclusion on sagebrush semi-desert in West central Utah. *Journal of Range Management* ; 37 : 262-264.
8. Westoby M., Walker B.H., Noy-Meir I. (1989). Opportunistic management for rangelands not a equilibrium. *Journal of Range Management* ; 42 : 266-274.
9. Omar S.A.S. (1991). Dynamics of range plants following 10 years of protection in arid rangelands of Kuwait. *Journal of Arid Environments* ; 21 : 99-112.
10. Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* ; 41 : 1-23.
11. May R.M. (1977). Thresholds and breaking points in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* ; 269 : 471-477.
12. Wissel C. (1984). A universal law of the characteristic return time near thresholds. *Oecologia* ; 65 : 101-107.
13. Margalef R. (1969). On certain unifying principles in ecology. *American Naturalist* ; 97 : 357-374.
14. Connell J.M., Slayter R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* ; 111 : 1119-1144.
15. Leopold A. (1948). *A sand County almanac*. Oxford : Owford University Press.
16. Westman W.E. (1978). Measuring the inertia and resilience of ecosystems. *Bioscience* ; 28 : 705-710.
17. Walker B.H., Ludwig D., Holling C.S., Peterman R.M. (1981). Stability of semi-arid savanna grazing systems. *Journal of Ecology* ; 69 : 473-498.
18. Noy-Meir I., Walker B.H. (1986). Stability and resilience in rangelands. In : Joss P.J., Lynch P.W., Williams O.B., eds. *Rangelands : a resource under siege*. Australian Academy of Science, Canberra, Australia : 21-25.

19. Noy-Meir I. (1974). Stability in arid ecosystems and the effect of man on it. In : Cove A.J., ed. *Structure, functioning and management of ecosystems*. Proceedings of the first International Congress of Ecology, Pudoc, Wageningen, 220-225.
20. Naveh Z., Lieberman A.S. (1984). *Landscape ecology : theory and application*. Springer Verlag, New York.
21. Clements F.E. (1916). Plant succession : an analysis of the development of vegetation. *Carnegie Inst. Washington. Publ.* ; 242 : 1-512.
22. Odum E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* ; 164 : 262-270.
23. Noble L.R., Slayter R.O. (1980). The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* ; 43 : 5-22.
24. Gough M.W., Marrs R.H. (1990). A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities : implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* ; 51 : 83-96.
25. Scholes R.J. (1989). The influence of soil fertility on the ecology of Southern African dry savannas. *Journal of Biogeography* ; 17 : 71-75.
26. Penning de Vries F.W.T., Krul J.M., van Keulen H. (1980). Productivity of Sahelian rangelands in relation to the availability of nitrogen and phosphorus from the soil. In : Rosswall T., ed. *Nitrogen cycling in West African ecosystems*. Kluwer, Amsterdam : 95-113.
27. Finn J.T. (1976). Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of theoretical Biology* ; 56 : 362-380.
28. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid regions. I. A view from the south. *Restoration Ecology* ; 1 : 8-17.
29. Willis A.J. (1963). Braunton Burrows : the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *Journal of Ecology* ; 51 : 353-374.
30. Whitford W.G., Elkins N.Z. (1986). The importance of soil ecology and the ecosystem perspective in surface mine reclamation. In : Reith C.C., Potter L.D., eds. *Principles and methods of reclamation science*. University of New Mexico, Albuquerque, New Mexico : 151-187.
31. Virginia R.A. (1986). Soil development under legume tree canopies. *Forest Ecology and Management* ; 16 : 69-79.
32. Turkington R., Holl F.B., Chanway C.P., Thompson J.D. (1988). The influence of microorganisms, particularly *Rhizobium* on plant competition in grass-legume communities. In : Davy A.J., Hutchings M.J., Watkinson A.R., eds. *Plant population ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England : 344-367.
33. Allen E.B., Allen .M.F. (1984). Competition between plants of different successional stages : *mycorrhizae* as regulators. *Canadian Journal of Botany* ; 62 : 2625-2629.
34. Forman R., Godron M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
35. Le Petit Robert, n° 1. (1990). *Le Robert* (édt.), Paris, 2171 p.
36. Pearce J.C. (1992). *Magical child*. Penguin Books, New York, 2nd edition.
37. Schaffer W.M. (1985). Order and chaos in ecological ecological systems. *Ecology* ; 66 : 93-106.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 31-47.

3

Micrométéorologie des phénomènes de dégradation et de restauration des terres ; facteurs microclimatiques en jeu

C. RIOU

Laboratoire de Bioclimatologie, INRA, Centre de Bordeaux, BP. 81, Domaine de la Grande-Ferrade, 33883 Villenave-d'Ornon Cedex, France

A la surface du sol, hormis le cas des plantes pérennes, le couvert végétal ne se maintient que pendant une période plus ou moins longue. Cependant, règne en permanence une activité biologique souterraine autour de racines qui peuvent survivre un certain temps. Par ailleurs, demeure à la surface un tapis de débris végétaux provenant de la mort des parties aériennes des plantes ; des graines germent dès que les conditions climatiques le permettent. Sous sa couverture végétale vivante ou non, le sol est protégé du rayonnement solaire, du choc des gouttes de pluie et de l'érosion éolienne. Le microrelief contribue à freiner la vitesse du vent à la surface.

Il n'en est pas de même dans le cas du désert de sable. Le présent article se propose de rappeler brièvement les variables micrométéorologiques ou bioclimatiques qui sont affectées par la désertisation ou la réhabilitation des terres. On examinera d'abord les changements des propriétés optiques de surface - réflectance du sol, albédo, émissivité - la variation de la rugosité et leurs conséquences. On décrira ensuite les modifications apportées au bilan d'énergie et donc au climat du sol et à celui de la basse atmosphère.

Propriétés optiques de surface et désertisation

Le passage d'un couvert végétal à activité chlorophyllienne normal à un sol nu peut s'accompagner d'une variation notable d'albédo.

Mises à part les forêts dont la canopée irrégulière se comporte un peu comme un piège à rayonnements, une surface "verte" homogène a un albédo a (rapport de l'énergie réfléchie sur l'énergie solaire incidente directe et diffuse) proche de 0,2. Pour un sol nu, l'albédo est beaucoup plus variable puisqu'il y a des sols sombres où a peut être inférieur à 0,15 et des sables clairs où a peut atteindre et dépasser 0,40.

Les surfaces humides ont un albédo plus faible et les sols paraissent plus sombres. Parmi les fortes valeurs de l'albédo, on peut citer dans les zones désertiques les étendues salées quand le sel apparaît en surface ; c'est le cas d'une partie du Chott Djerid où l'on a mesuré une valeur de 0,57 (Chartier et Riou 1975, résultats non publiés). Dans le sud de la Tunisie, l'albédo a été mesuré de façon continue près du Djebel Dissa en zone semi-désertique ; il faut noter un phénomène particulier aux surfaces lisses, c'est l'augmentation du coefficient de réflexion quand les rayons incidents sont rasants, phénomène analogue à la réflexion vitreuse.

La Figure 1 montre la variation caractéristique de l'albédo enregistrée en novembre.

Le matin, le sol est réhumecté en surface par la rosée qui s'évapore, l'albédo reste ensuite peu variable et proche de 0,36, puis augmente brusquement quand le soleil est bas sur l'horizon.

Cette évolution de l'albédo favorise le réchauffement du sol le matin et accélère son refroidissement le soir.

S.J. Allen *et al.* [1] ont comparé au Niger l'albédo du sol nu, celui d'une culture de mil et celui d'une jachère réoccupée par la végétation naturelle : l'albédo est de 0,36 dans le 1er cas et tombe à 0,25 après la pluie ; l'albédo de la jachère est de 0,19 et celui du champ de mil est sensible à la pluie mais revient rapidement à une valeur moyenne de 0,30.

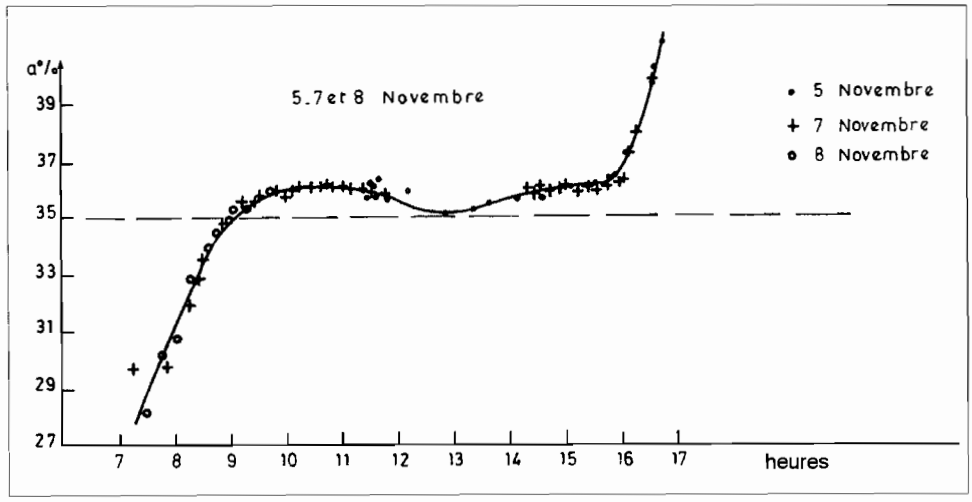


Figure 1. Variation de l'albédo d'un sol nu du sud tunisien (Djebel Dissa) au cours de la journée.

L'augmentation d'albédo qui accompagne la désertisation a donné lieu à des théories souvent peu fondées. Charney [2], en 1975, avait attribué à l'augmentation d'albédo une diminution de la convection. Un argument souvent mis en avant consiste à dire que le bilan d'énergie au sol R_n diminue et donc les flux de chaleur sensible H et G et de chaleur latente E puisqu'on a :

$$R_n = (1 - a)G + \varepsilon R_a - R_t \qquad (1)$$

$$R_n = H + E + G \qquad (2)$$

R_a est le rayonnement atmosphérique, R_t le rayonnement propre de la surface et ε l'émissivité, H est le flux de chaleur sensible cédé à l'atmosphère, G au sol, E l'évaporation ; il s'ensuivrait ainsi une diminution de la nébulosité et donc des pluies qui aggraverait le mécanisme initial puisque le couvert végétal diminuerait.

Ceci n'est évidemment valable que si la végétation disparaît, en présence d'eau dans le sol. Il est alors exact que l'évaporation du sol nu deviendrait inférieure à celle du couvert végétal, mais c'est confondre la cause et l'effet. Les modèles introduisaient par ailleurs des valeurs nettement surestimées de l'albédo (0,45).

Un autre élément lié à l'état de surface est l'émissivité qui intervient sur le bilan radiatif (1) et sur R_t puisqu'on a :

$$R_t = \varepsilon \acute{I} T_s^4 \qquad (3)$$

En fait, il n'est pas facile de mettre en évidence une différence d'émissivité entre sol nu et végétation, car les propriétés varient pour ces deux couverts. On trouve pour le sol nu des valeurs allant de 0,90 à 0,95 et pour la végétation des valeurs allant de 0,90 à 0,98.

Si une augmentation d'albédo accompagne la désertisation, le phénomène le plus net reste la modification de la répartition de la réflectance en fonction de la longueur d'onde suivant qu'on est en présence ou non de la végétation.

La figure 2 compare les valeurs de la réflectance selon la longueur d'onde pour un sol nu et pour un couvert végétal actif.

La végétation se caractérise par une dépression dans le rouge (R) et à l'inverse des valeurs relativement élevées dans le proche infrarouge (PIR), ce qui justifie le choix d'un indice DN utilisé en télédétection pour traduire la présence de végétation.

$$DN = \frac{PIR - R}{PIR + R} \qquad (4)$$

où PIR et R sont les valeurs enregistrées dans les bandes spectrales des radiomètres aéroportés.

Modifications aérodynamiques dues à la désertisation

Le principal changement est ici le passage d'une surface où la végétation introduit une certaine rugosité à un sol nu qui va devenir de plus en plus lisse à la suite de l'érosion et du dépôt éolien.

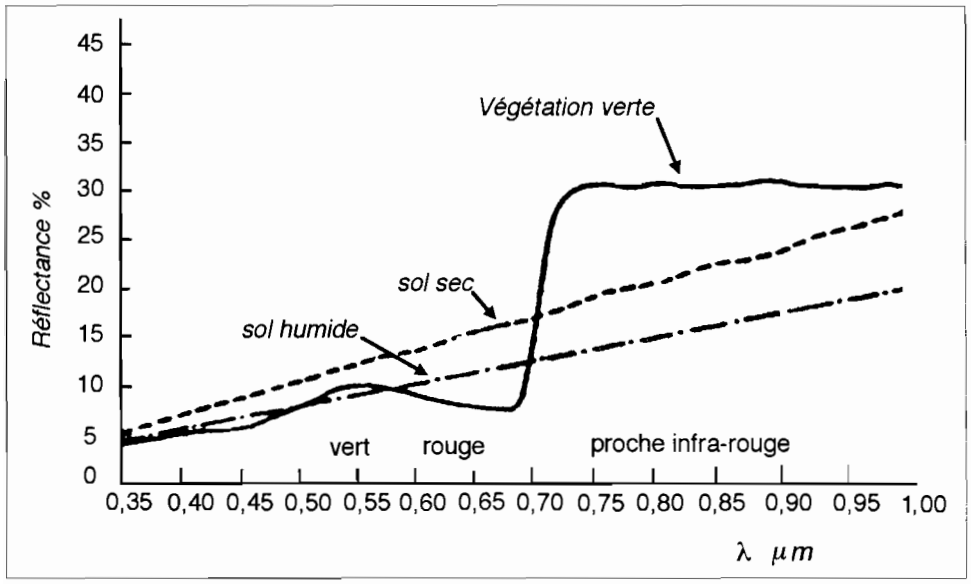


Figure 2. Valeurs de la réflectance de trois surfaces naturelles en fonction de la longueur d'onde.

La rugosité d'une végétation herbacée est caractérisée par un paramètre Z_0 qu'on peut obtenir à partir de profils de vitesse du vent dans des conditions proches d'une atmosphère en équilibre.

L'instabilité de l'atmosphère

Il faut rappeler ici que les forces qui interviennent dans les flux de chaleur, de matière et de quantité de mouvements, fournis par les surfaces naturelles à l'atmosphère, sont de deux sortes :

- des forces de turbulence liées à la vitesse du vent et à la rugosité de la surface et des forces de pesanteur liées au gradient thermique ; les tourbillons chauds s'élèvent naturellement dans de l'air plus frais créant une instabilité plus ou moins forte, ce qui arrive souvent pendant le jour ; à l'inverse la nuit, l'air plus froid près du sol a tendance à s'immobiliser, ce qui crée une atmosphère stable. Quand une région chaude devient sèche, le gradient thermique augmente et l'instabilité également.

- le critère qui permet d'évaluer l'importance de la stabilité est le rapport de l'énergie accompagnant les forces de pesanteur liée au gradient de température et de l'énergie turbulente liée à la vitesse du vent : il s'agit du nombre de Richardson Ri, qui sera positif pour une atmosphère stable, négatif pour une atmosphère instable et nul pour une atmosphère neutre ou en équilibre.

Le nombre de Richardson augmente en valeur absolue quand il est calculé en se rapprochant du sol puisque alors, le gradient thermique augmente en valeur absolue et la vitesse du vent diminue ; on préfère pour cela exprimer l'instabilité par un paramètre L indépendant de la hauteur, qu'on appelle longueur de Monin-Obukhov.

L est positif en conditions stables, négatif dans le cas contraire, nul à la neutralité.

En période d'instabilité, on peut écrire : $Ri = \frac{Z}{L}$

A la neutralité, la vitesse du vent à un niveau Z peut s'exprimer par la formule :

$$\frac{dU}{dZ} = \frac{U*}{kZ} \qquad (5)$$

soit :

$$U_Z = \frac{U*}{k} l_n \frac{Z}{Zo} \qquad (6)$$

C'est cette formule qui permet l'estimation de Z_o ;
k est la constante de Von Karman égale à 0,4 ;
U* caractérise la vitesse du vent ; il s'agit de la vitesse qu'on peut mesurer à une hauteur Z* :

$$Z* = \exp(0{,}4 + l_n Zo) \qquad (7)$$

Pour tenir compte de l'instabilité, il est nécessaire de corriger l'équation (4)

$$\frac{dU}{dZ} = \frac{U*}{kZ} \phi(Z/L) \qquad (8)$$

ϕ (Z/L) = 1 à la neutralité,
< 1 en conditions instables,
> 1 en conditions stables

Le profil de vent devient donc :

$$U_Z = \frac{U*}{k} \int_{Zo}^{Z} \frac{\phi(Z/L)}{Z} dZ \qquad (9)$$

Une expression de ϕ (Z/L) a été proposée par Dyer et Hicks (1970) et son intégration par Paulson (1970) conduit à une valeur I_m de la forme $I_m = l_n Z - F(Z)$ (9) soit finalement :

$$U_Z = \frac{U*}{k}\left[\text{Log}\frac{Z}{Zo} - A\right] \qquad (10)$$

$$A = F_{(Z)} - F_{(Zo)} \qquad (11)$$

A augmente avec l'instabilité et pour une valeur donnée de U*, U_Z diminue donc quand Z/L diminue ou |L| diminue. La diminution de la vitesse du vent due à l'instabilité reste cependant assez faible près du sol. Passant de la neutralité à une forte instabilité (L = — 10, régime de convection libre) la vitesse du vent à 2 m est réduite de moins de 10 %.

Effet de la variation de rugosité

L'effet majeur est donc ici non pas l'augmentation d'instabilité, mais la réduction de la rugosité qui va entraîner une nette accélération du vent, comme l'indique la formule (5).

La hauteur de rugosité pour des obstacles bien répartis sur le terrain et de hauteur Hv est de l'ordre de Hv/10. Ceci n'est évidemment qu'un ordre de grandeur valable, notamment pour la végétation assez dense. Passer d'un couvert végétal de 0,50 m, comme une culture d'orge à un sol nu avec quelques pierres et rides, c'est pour Z_o passer de 5.10^{-2} à 5.10^{-3}, et c'est pour U_Z, vitesse du vent à 2 m, passer de :

$$U_Z = 3.69\ (U^*/k) \text{ à } U_Z = 5.99\ (U^*/k)$$

soit une augmentation de 62 %.

Cette augmentation de vitesse du vent joue évidemment un rôle dans l'érosion éolienne puisque l'arrachement et le transport des particules de terre nécessitent une énergie cinétique minimum.

Plusieurs auteurs se sont intéressés aux vitesses de vent nécessaires pour déclencher l'érosion du sol ; elles dépendent évidemment de la dimension des particules arrachées.

Semenov [3] décrit des expériences en tunnel effectuées sur deux zones salines différentes avec des rugosités variant de 10^{-6} à 2.10^{-4} ; il trouve des valeurs de U* de 0,20 et 0,29 m/s, soit des vitesses de vent à 2 m dépassant 4,60 m/s.

Plus précisément, ce même auteur propose une formule du type :

$$U^*_{,c} = 5,05\sqrt{gd} \qquad (12)$$

où U*,c est la valeur de la vitesse du vent nécessaire pour arracher une particule de diamètre d, g étant l'accélération de la pesanteur.

Ainsi, une particule de diamètre 2.10^{-4} m s'arracherait du sol pour une vitesse U*,c de 0,22 m/s.

Rugosité et densité de végétation

L'influence de la densité de la végétation sur le paramètre de rugosité est en fait complexe. Le rapport Z_o/H_v est une fonction de plusieurs paramètres : Seginer [4] propose de le relier à $C_dA_fH_v$, où C_d est un coefficient qui dépend de la vitesse du vent et A_f est la surface totale des feuilles par unité de volume d'air. Le rapport Z_o/H_v exprimé en fonction de ce paramètre passe alors en général par un maximum dont la valeur dépend du type d'obstacle rencontré par le vent.

Ceci s'explique par le fait qu'une végétation qui est d'abord très dispersée, puis qui augmente sa densité, va d'abord créer une rugosité croissante ; cependant, quand les vides se raréfieront, le couvert végétal apparaîtra "lisse" et sa rugosité diminuera. La conclusion qui nous importe ici est qu'une végétation clairsemée crée une rugosité qui peut être notable.

A côté des modifications des propriétés des surfaces naturelles, la désertisation se traduit également par un changement profond dans le climat près du sol, c'est ce qui va être l'objet du paragraphe suivant.

Modification du climat de part et d'autre de la surface du sol

L'absorption de l'énergie solaire, directement par le sol nu, même un peu diminuée par l'augmentation de l'albédo, va entraîner une augmentation très nette de la température de surface du sol : T_s.

Celle-ci est en fait le résultat d'un équilibre entre les différents flux de chaleur soit :

$$R_n - H - G - E = 0 \qquad (2)$$

Evaporation du sol nu

Le terme E est en général faible, même après une pluie et en l'absence de végétation, l'évaporation du sol nu diminue rapidement.

Pour un sol de profondeur infinie soumis à une évaporation également infinie, Gardner (1959) a montré qu'on aurait pour l'évaporation cumulée : E

$$E = 2(\theta_i - \theta_f)\sqrt{Dit/\pi} \qquad (13)$$

où θ_i est l'humidité volumique initiale du sol et θ_f l'humidité finale à la surface. Di est la diffusivité et t le temps. Cette expression met en lumière le fait que c'est le sol qui est le facteur limitant de l'évaporation et que celle-ci diminue avec le temps.

Tous les auteurs s'accordent pour distinguer en général 3 phases dans l'évaporation du sol nu.

Le stade initial correspond à un dessèchement de la surface du sol sans diminution de l'évaporation.

Dans la loi de Darcy : $e = K\,(dF/dZ)$ (14)

où K est la conductivité hydraulique, F le potentiel de l'eau du sol lié à sa teneur en eau et e la vitesse d'infiltration ; dF/dZ augmente suffisamment pour compenser la diminution de K. L'évaporation est imposée par les conditions extérieures, elle conserve sa valeur potentielle.

Dans le deuxième stade intermédiaire, le gradient d'humidité a atteint sa valeur maximum et commence même à diminuer car l'humidité à la surface atteint l'équilibre avec l'atmosphère, et le sol continue à se dessécher en dessous ; la conductivité hydraulique diminue également ainsi évidemment que l'évaporation.

Au dernier stade, la conductivité hydraulique près de la surface est si faible qu'il n'y a plus de transfert vers l'atmosphère sous forme liquide : seule persiste la diffusion de la vapeur d'eau vers le haut à travers une couche de sol desséchée où l'humidité est en équilibre avec celle de l'atmosphère. Ce stade peut durer alors longtemps.

On trouve souvent pour exprimer les dernières phases de l'évaporation du sol nu une expression de la forme :

$$E = a\sqrt{E_p} \qquad (15)$$

où E est l'évaporation cumulée et E_p l'évaporation potentielle cumulée.

Une telle expression a été utilisée par Riou (1977) pour évaluer l'évaporation de cases lysimétriques ; elle avait été développée par Vernet (1963) et avec une formulation plus complexe par Perrier [5].

On peut justifier l'expression (15) au moins dans la 3e phase de l'évaporation où l'évaporation provient de l'approfondissement de l'épaisseur m de la couche sèche et où le flux qui traverse cette couche doit vaincre une résistance à la diffusion proportionnelle à m, soit αm. On a alors, si on admet que les potentiels de l'eau restent constants à la surface du sol (F_s) et à celle de la couche humide (F_h)

$$e = \frac{F_s - F_h}{\alpha m} \tag{16}$$

On remarque que l'évaporation potentielle s'écrit :

$$e = \frac{F_s - F_h}{r_a} \tag{17}$$

puisque F_s, le potentiel de l'eau à la surface du sol sec est également celui de l'atmosphère au contact, soit :

$$e = e_p \frac{r_a}{\alpha m} \tag{18}$$

On a aussi pour l'évaporation cumulée :

$$E = m(\theta_i - \theta_f) \tag{19}$$

et comme : $e = \frac{dE}{dt}$

$$e_p \frac{r_a}{\alpha m} = \frac{dm}{dt}(\theta_i - \theta_f) \tag{20}$$

soit :

$$m^2 = \frac{2ra}{\alpha(\theta_i - \theta_f)} \int_o^t e_p dt \tag{21}$$

ou :

$$E^2 = \frac{2ra}{\alpha}(\theta_i - \theta_f) \int_o^t e_p dt \tag{22}$$

On retrouve ainsi l'expression (15), et la formule (22) nous conduit à penser que dans (15), a sera plus faible pour un sable où θ_i - θ_f est petit que pour un sol argileux, ce que confirment les résultats de Vernet.

Evaporation des plantes

L'adaptation à la sécheresse met en œuvre des processus biologiques très différents qui ont été récemment rappelés par Turner [6] :

- l'esquive qui évite la sécheresse ; c'est ce qui se passe après une pluie pour des plantes capables d'un développement phénologique très rapide ;
- la tolérance à la sécheresse à bas potentiel de l'eau dans la plante (ou à fort dessèchement de la plante). On trouve, dans cette catégorie, des plantes capables de maintenir un

minimum de turgescence grâce à l'ajustement osmotique, c'est-à-dire à la capacité des cellules d'accumuler des solutés face à un déficit hydrique. L'expression du potentiel de l'eau dans la cellule est en effet :

$$F_c = -\pi + T \qquad (23)$$

où π est la pression osmotique (> 0) et T la pression de turgescence exercée par les membranes sur le contenu cellulaire, F_c diminue et si π n'augmentait pas, cette baisse se ferait au dépens de la turgescence ; en fait, π augmente et accompagne la baisse de F_c, maintenant une turgescence compatible avec la vie de la plante. On y trouve aussi des plantes acceptant une forte dessiccation sans risque mortel ; pour de telles plantes, le cytoplasme de la cellule et ses membranes peuvent supporter sans trop de dommage des modifications des protéines constituantes ;

- la tolérance à la sécheresse à haut potentiel (à humidité élevée maintenue dans la plante) ; ici les plantes réduisent rapidement leur consommation d'eau - augmentation des résistances stomatiques et cuticulaires, réduction du feuillage. tout en favorisant les entrées de l'eau dans la plante grâce au développement du système racinaire et à l'amélioration de la conductance en phase liquide.

Quoi qu'il en soit, hors le 1er cas, l'évaporation d'une surface naturelle semi-désertique diminue vite après une pluie ; une telle surface est en effet composée d'un sol nu qui réduit rapidement ses pertes en eau et d'une végétation éparse, mettant en œuvre rapidement des régulations pour freiner sa consommation d'eau.

La disproportion entre les parties aériennes qui perdent de l'eau et les racines qui explorent les réserves en eau du sol peut cependant permettre le maintien d'une transpiration assez forte.

Si l'on utilise un modèle bidimensionnel très grossier, ou sur une surface unitaire, s représente le taux de couverture de la végétation, E son évaporation et e celle du sol, on a en l'absence de ruissellement ou de drainage en profondeur, pour une hauteur de pluie P :

$$Es + (1 - s)\, e = P \qquad (24)$$

soit :

$$E = \frac{P - e}{s} + e$$

Si P - e n'est pas nul et s petit, on voit que E peut être très supérieur à e.

Exemple numérique : soit un taux de couverture de 8,5 % (c'est à peu près la surface occupée par les oliviers de Sfax, vue de haut), une pluie de 170 mm et une évaporation du sol nu de 100 mm, on trouve pour E :

$$E = \frac{70}{0{,}085} + 100 = 923 \text{ mm}$$

Il est clair que le sol sableux qui perd peu d'eau avant d'atteindre en surface une conductivité hydraulique très faible est ici très favorable, alors qu'un sol nu plus lourd aurait une évaporation supérieure. Ce modèle rudimentaire explique ce qu'on constate en zone semi-désertique : l'aptitude des sols sableux à la mise en culture de plantations à faible densité.

Les couverts hétérogènes

Ces plantations à faible densité font actuellement l'objet de recherches, notamment quand elles sont structurées comme dans le cas des cultures en rangs : vignes, vergers, plantations de palmiers-dattiers, cultures en phase de croissance.

L'économie de l'eau peut être schématisée à la suite de ce qui précède.

a) Dans une première phase, la végétation haute dispose d'un stock d'eau suffisant et c'est également le cas de la surface intercalaire (sol nu, gazon, culture basse...).

Le couvert a une perte en eau qui n'est pas limitée par les disponibilités hydriques et qui est la somme de la transpiration T et de l'évaporation "intercalaire" e ; on peut parler de l'évapotranspiration potentielle du couvert, soit :

$$ETP_c = T_p + e_p \qquad (25)$$

Quelques travaux sur la vigne et la forêt semblent indiquer que ETP_c est peu différente de l'ETP d'un couvert homogène à faible rugosité [8].

b) La surface intercalaire se dessèche (c'est le cas en particulier d'un sol sableux) et son évaporation e tend vers zéro ; en revanche, la transpiration de la végétation reste maximum. La libération de chaleur sensible par la surface intercalaire peut augmenter légèrement Tp, mais l'ensemble :

$$T_p + e = TP \sim T_p \quad \text{est devenu nettement inférieur à } ETP_c \qquad (26)$$

c) La végétation haute commence également à manquer d'eau et les régulations conduisent à diminuer la transpiration ; on a alors :

$$T + e = ETR < TP \qquad (27)$$

La phase b est la plus intéressante puisque la végétation maintient une transpiration potentielle (soit à la photosynthèse potentielle), avec une économie d'eau globale.

L'étude de ces couverts pose trois sortes de problèmes :

1) Il est nécessaire de modéliser l'interception du rayonnement solaire et le bilan radiatif en distinguant ce qui est retenu par la végétation haute de l'énergie atteignant la zone intercalaire : ceux-ci dépendent en effet de la position du soleil, de la réflexion par la zone intercalaire, de la plus ou moins grande porosité de la végétation.

La Figure 3 montre le taux d'absorption de l'énergie solaire (par rapport à un couvert homogène d'albédo 0,2) pour deux végétations en rangs où la "porosité" du feuillage est estimée à 1/3, quand la distance entre les rangs diminue [7]. Pour le premier cas, où la largeur de la végétation est le 1/3 de sa hauteur Hv, on atteint 50 % de l'interception d'un couvert végétal continu quand Dv = 2Hv. On a alors un taux de "couverture" mesuré à la verticale de 16 %. Dans le second cas Lv = Hv/10 et le couvert absorbe 50 % d'un couvert continu pour l'interception quand Dv = 4Hv/3, soit un taux de "couverture" de végétation de 7,5 %.

On peut admettre que la répartition des flux de vapeur d'eau entre la végétation haute et la zone intercalaire est fortement influencée par la répartition de l'énergie entre ces deux surfaces [8] ; dans le cas b) précédent, T'p dépend donc du taux d'interception et peut donc être nettement inférieur à l'ETP d'un couvert homogène.

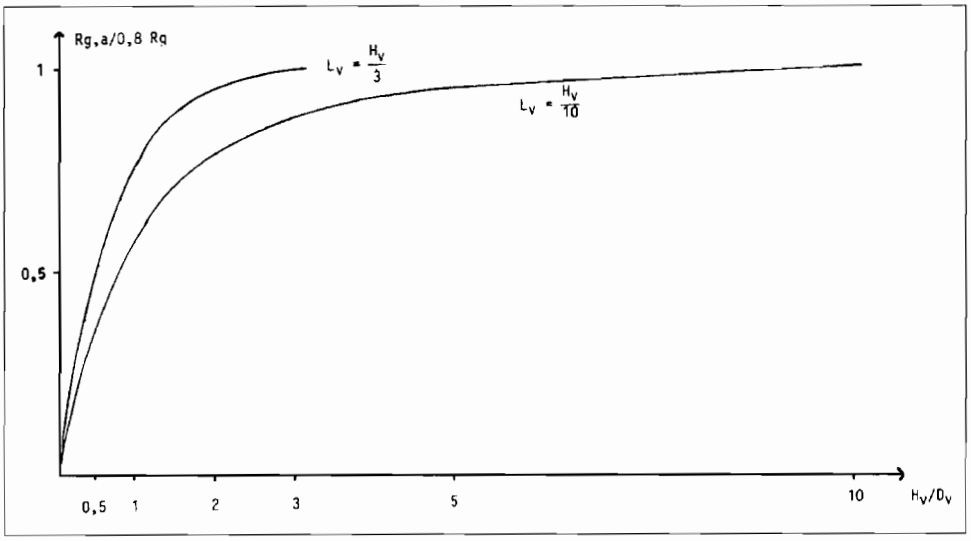


Figure 3. Energie solaire absorbée par une plantation en rangs en fonction de l'écartement relatif. L_v, H_v : Largeur et Hauteur de la végétation. D_v : Ecartement des rangs.

Ce système n'est efficace que si la végétation haute dispose d'un système racinaire puissant capable d'utiliser toute l'eau du sol disponible. La Figure 4 est une illustration des proportions des parties aériennes et souterraines pour des plantes de prairies qui ne sont pas spécialement adaptées au climat sec. De nombreuses observations ont montré la capacité d'extension du système racinaire des oliviers plantés à grand écartement dans la région de Sfax (Tunisie).

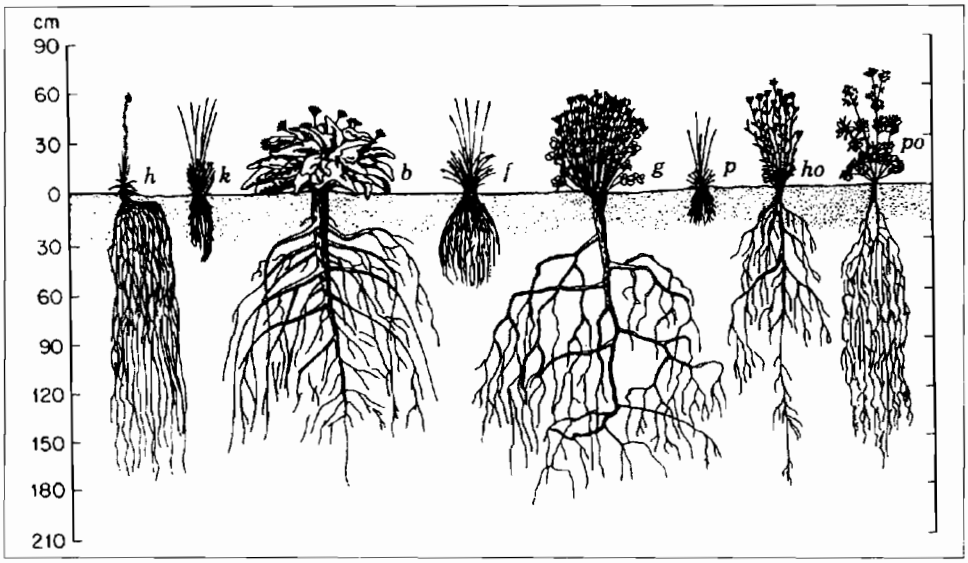


Figure 4. Différentes formes de systèmes racinaires de plantes de prairies (d'après Weaver, 1919).

2) La structure en rangs modifie l'écoulement du vent et peut créer des phénomènes de "confinement" de l'air humide entre les rangs, des effets directionnels où le vent joue un rôle variable, des créations de vortex à l'intérieur des rangs, etc. On ne retrouve pas ici les profils de température d'humidité, de vitesse du vent, qu'on constate habituellement au-dessus des couverts ras. La méthode de mesure des flux, qu'on privilégie ici, est celle des corrélations tourbillonnaires, et l'étude de la turbulence conduit à analyser le vecteur vitesse du vent grâce aux anémomètres soniques tridimensionnels [9].

3) Sur de tels couverts, l'origine des flux est diversifiée et l'analogie de Reynolds où le tourbillon transporte à la fois humidité, chaleur et quantité de mouvement, n'est plus admissible.

La chaleur sensible est par exemple souvent fournie davantage par la zone intercalaire desséchée, alors que la végétation haute fournit la vapeur d'eau, avec un taux qui augmente quand on s'élève le long des rangs.

Pour distinguer l'origine des flux d'eau, on est amené à développer la mesure du débit de sève, par des méthodes thermiques [8, 10].

Le bilan d'énergie

Le bilan radiatif

Si l'on revient à l'équation (2), on constate qu'en zone semi-désertique, nous avons une réduction notable du rayonnement net due à la fois à l'augmentation de l'albédo a et à celle de la température de la surface du sol T_s :

$$R_n = (1-a)R_g + \varepsilon R_a - \varepsilon\sigma T_s^4 \qquad (28)$$

Comparons dans le tableau I le rayonnement d'une surface arrosée en zone semi-désertique avec celui de la surface environnante :

Tableau I.

	Surface arrosée	Surface sèche
a	0,25	0,36
ε	0,95	0,95
θ_s	46 °C	32,7 °C
R_g	1031 Wm^{-2}	1031 Wm^{-2}
R_a	325 Wm^{-2}	325 Wm^{-2}
R_n	611 Wm^{-2}	409 Wm^{-2}

L'augmentation du rayonnement net est ici de 49 %.

Cette augmentation de 202Wm^{-2} du rayonnement net sera cependant plus que compensée par celle de l'évaporation qui ici peut dépasser 600Wm^{-2}. C'est ce qui explique le grand écart observé sur la température de surface : sur la surface sèche, le flux de chaleur sensible doit compenser la totalité du rayonnement net.

Le flux de chaleur sensible

L'inertie du système sol-atmosphère et la montée du rayonnement net en début de journée se traduisent par une augmentation de la température de surface qui va se prolonger au-delà du maximum de rayonnement, comme on le voit sur la Figure 5.

Si le flux de chaleur sensible dans l'atmosphère a tendance à se décaler vers l'après-midi où le vent atteint son maximum, le flux de chaleur dans le sol est, lui, toujours en avance sur le rayonnement net, comme on le montrera plus loin.

Malgré le vent en général assez violent, un fort gradient thermique se forme dans l'atmosphère près du sol. Il est difficile de le mesurer avec précision car il varie sur de très petites distances. Une évaluation faite dans le sud tunisien [11] à partir de mesures établit qu'on passe, sur 1 cm de hauteur, de 46.1 °C à 28.7 °C. Ce changement très rapide de température près du sol est peut-être utilisé par les lézards qui ont la faculté de régler leur hauteur par flexion des pattes (C. Blanc, zooécologiste, communication orale). Par ailleurs, le sol sec est mauvais conducteur et sa chaleur spécifique, en absence d'eau, est minimum. Un fort gradient thermique existe donc également dans le sol et la température de celui-ci augmente rapidement.

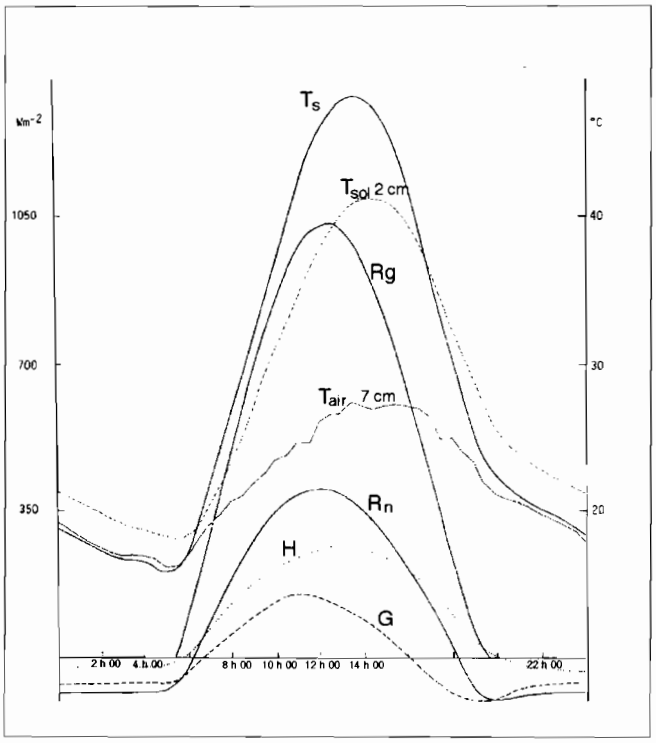


Figure 5. Évolution journalière de T_s, T_{air} 7cm, T_{sol} 2cm, R_n, R_g, G et H (Djebel Dissa, 28 juin 1978).

Flux de chaleur dans le sol

On peut quantifier le flux de chaleur dans le sol en zone semi-désertique et l'évolution de la température du sol à partir de l'équation (2) et du modèle de propagation de la chaleur quand on suppose un sol semi-infini et homogène et une condition à la limite de la forme :

$$\theta_s = \bar{\theta}_o + A \sin\frac{2\pi t}{T} \qquad (29)$$

T est la période : 24 heures pour l'onde journalière, 365 jours pour l'onde annuelle.

On a alors à une profondeur Z une température θ_Z de la forme :

$$\theta_{Z,t} = \bar{\theta}_o + A e^{-ZB} \sin\left(\frac{2\pi t}{T} - BZ\right) \qquad (30)$$

avec :

$$B = \left(\frac{\pi}{Tk}\right)^{1/2} \qquad (31)$$

$$k = \beta/c \qquad (32)$$

k est la diffusivité thermique du sol, β la conductivité thermique et c la capacité thermique volumétrique.

Plus k est petit, plus B est grand : l'amplitude diminue plus vite et le déphasage s'accentue.

Sur un sol sec, on aura simultanément une valeur importante de A, la demi-amplitude de la température de surface, et de faibles valeurs relatives de β et c ; le rapport β/c passe en fait par un maximum quand l'humidité du sol augmente, puisque β et c augmentent alors tous deux.

Ce maximum pour un sable correspond à une humidité volumique de 10 % à 15 %, ce qui fait qu'un sable après ressuyage a en général une diffusivité thermique qui va aller en diminuant.

De l'équation (30), on peut tirer l'expression du flux de chaleur :

$$G_{(o,t)} = -\beta\left(\frac{d\theta}{dZ}\right)_{Z=0} \qquad (33)$$

soit :

$$G_{(o,t)} = A\left[(2\pi / T)c\beta\right]^{0,5} \sin\left(\frac{2\pi t}{T} + \frac{\pi}{4}\right) \qquad (34)$$

Cette expression met en évidence l'avance de phase du flux de chaleur sur la température de surface, avance de phase qui correspond à 1/8 de période, c'est-à-dire 3 heures, ce qui correspond bien à la Figure 5. Elle montre aussi que le flux augmentera avec A, mais aussi avec $c\beta$.

$c\beta$ est plus grand pour un sable que pour un sol argileux à humidité égale, mais dans le cas d'un sable sec il diminue rapidement, ce qui va encore contribuer à augmenter la température à la surface du sol.

Les équations (30), (31) et (32) permettent d'évaluer la température à différentes profondeurs du sol, comme on peut le faire sur l'exemple numérique du tableau II, où les mesures ont été faites dans le sud tunisien.

Tableau II.

Grandeur	Unité	Sable sec	Sable un peu humide en surface avec une végétation rase
$\bar{\theta}_0$	°C	31	23.5
A	°C	15	7
β	$m^{-1}K^{-1}$	0,42	0,67
c	$Jm^{-3}K^{-1}$	$1{,}46.10^6$	$1{,}55.10^6$
k	m^2s^{-1}	$0{,}29.10^{-6}$	$0{,}43.10^{-6}$

- On calcule l'amortissement de la demi-amplitude à 0,3 m dans les deux cas et les valeurs sont proches : 0.5 °C et 0.45 °C, mais ceci correspond à des températures très différentes 30.5 °C à 31.5 °C dans le 1er cas, 23 °C à 24 °C dans le second.

- Les quantités de chaleur cédées au sol peuvent être estimées à l'échelle de la journée par l'intégration de (34), soit :

$$\sum_{\text{jour}} G = 2A\left[c/(2\pi/T)\right]^{1/2} \qquad (35)$$

soit $= 18.32.10^4$ A
ou $= 275.10^4$ Jm^{-2} pour le 1er cas,
et $= 168\ 10^4$ Jm^{-2} dans le 2e cas,
soit 60 % de la première valeur.

Variation de la température du sol dans le cas d'une dune

Il suffit du peu d'abri qu'offre une touffe de végétation pour constater d'importantes diminutions de la température du sol. On citera ici le cas où l'on s'attachait à mesurer la température à la surface d'une dune, car l'interprétation des résultats a demandé un examen attentif. On a d'abord constaté que le côté de la dune exposé au soleil était plus frais que le côté opposé. En fait, le côté exposé au soleil était aussi celui qui était exposé au vent et une pluie importante avait eu lieu quelques jours auparavant ; ensoleillé et ventilé, le sable séchait rapidement et était entraîné sur le versant opposé, faisant apparaître une couche évaporante fraîche. C'est un exemple où se combinent plusieurs effets : ensoleillement, effet du vent, érosion et transport éolien, évaporation.

Conclusion

De cette analyse des phénomènes physiques accompagnant la désertisation découlent des enseignements pour une réhabilitation des terres.

Il faut diminuer l'énergie cinétique du vent responsable de l'érosion éolienne, du transport qui l'accompagne et de l'intensification des flux d'échange. Cette diminution peut être organisée localement (mise à l'abri d'un jeune arbre) ou à l'échelle d'une petite région (succession de brise-vent).

Il faut utiliser les propriétés des plantations à faible taux de couverture, capables à la fois de faire de l'ombre sur le sol en diminuant ainsi son échauffement et de réduire la consommation globale en eau sans pénaliser la plante elle-même. L'ajustement entre la pluviosité si irrégulière et le taux de couverture ne peut se faire qu'à partir d'hypothèses probabilistes. De telles plantations établies, un ensemble de facteurs favorables concourt à améliorer le microclimat :

- l'augmentation de la rugosité entraîne une diminution de la vitesse du vent à la surface du sol et donc du risque d'érosion ; le freinage du vent local se manifeste quand les plantations sont établies sur de grandes surfaces, ce qui contribue à diminuer l'évapotranspiration.

- l'ombrage sur le sol s'accompagne d'une diminution de sa température et de son amplitude avec des conséquences positives considérables, énumérées par Le Houérou [12], sur l'évolution de la matière organique, la structure du sol, l'activité biologique, les propriétés hydrodynamiques de surface.

On doit noter, pour terminer, que si le taux de couverture du sol d'une terre réhabilitée est surtout lié à la pluviosité, c'est parce que le premier facteur limitant est le manque d'eau.

Ce dernier ne doit cependant pas masquer que les potentialités du sol, vis-à-vis de la nutrition de la végétation, peuvent être aussi un autre facteur limitant : Penning de Vries *et al.* [13] ont mis en évidence les déficiences des pâturages sahéliens en azote, et, dans une moindre mesure, en phosphore, qui apparaîtraient rapidement en présence d'une alimentation en eau améliorée. On doit donc insister sur la liaison carbone-eau-azote ; si la photosynthèse est ici d'abord limitée par l'eau, elle pourrait l'être également par un déficit d'alimentation minérale.

Références

1. Allen S.J., Oliver H.R., Gash J.M.C., Wallace J.S. (1990). Albedo variation over vegetated and bare soil surfaces in the Sahel. W.M.O. Meteorological aspects of tropical droughts with emphasis on long-range forecasting. Niamey, *WMO/TD* ; 353 : 187-190.
2. Charney J. (1975). Dynamics of deserts and drought in the Sahel. *Quart JR Met Soc* ; 101 : 193-202.
3. Semenov O.E. (1988). Dispersive composition of sands and critical conditions for the occurrence of sand and salt storms. In : *Agrometeorology UNEP/WMO*, Leningrad, Gidrometeoizdat ; 278-295.
4. Seginer I. (1974). Aerodynamic roughness of vegetated surfaces. *Boundary Layer Meteorol* ; 5 : 383-393.

5. Perrier A. (1973). Bilan hydrique de l'assolement blé-jachère et évaporation d'un sol nu en région semi-aride. UNESCO ; Actes Coll Uppsala : 477-487.
6. Turner N.C. (1986). Adaptation to water deficits : a changing perspective. *Aust J Plant Physiol* : 175-186.
7. Riou C. (1989). Analysis of irrigation water needs in semi-arid zone. Proceedings of the indo-french workshop on Bioclimatology. Centre franco-indien pour la promotion de la recherche avancée : 207-225.
8. Riou C., Pieri P., Leclech B. (1994). Consommation d'eau de la vigne en conditions hydriques non limitantes. Formulation simplifiée de la transpiration. *Vitis* ; 33 : 109-115.
9. Paw U.K.T., Brunet Y., Collineau S., Shaw R.H., Maitani T., Qiu J., Hipps L. (1992). On coherent structures in turbulence above and within agricultural plant canopies. *Agric For Meteorol* ; 61 : 55-68.
10. Valancogne C., Nasr Z. (1993). A heat balance method for measuring sap flow in small trees. In : Borghetti M., Grace J., Raschi A., eds. *Water transport in plants under climatic stress*. Proceedings of an International Workshop, Wallombrosa, Firenze, (Italy) : 29-31 May 1990. Cambridge University Press, Cambridge : 166-173.
11. Lagouarde J.P. (1979). Mesure de la température de surface du sol en conditions naturelles et son application en micrométéorologie. Thèse - Université de Grenoble.
12. Le Houérou H.N. (1987). Aspects météorologiques de la croissance et du développement végétal dans les déserts et les zones menacées de désertification. OMM. Genève n° 194.
13. Penning de Vries F.W.T., Krul J.M., Van Keulen H. (1980). Productivity in Sahelian rangelands in relation to the availability of nitrogen and phosphorus from the soil. In : Rosswall T., ed. *Nitrogen cycling in West African ecosystems*. Stockholm : 95-113.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 49-64.

4

La réhabilitation des régimes hydriques et hydrologiques des terres semi-arides dégradées

B. POUYAUD [1], J. ALBERGEL [2], H. CAMUS [3],
P. CHEVALLIER [4], J.M. LAMACHERE [4]

1. ORSTOM, CP 9214, 00095 La Paz, Bolivie
2. ORSTOM, BP 1386, Dakar, Sénégal (auteur correspondant)
3. ORSTOM, BP 434, 1004 El Menzah, Tunisie
4. ORSTOM, BP 5045, 34032 Montpellier Cedex 1, France

Dans le cadre des manifestations périphériques à la Conférence des Nations unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED, Rio de Janeiro, juin 1992) s'est tenue à Fortaleza (Ceará, Brésil) une conférence sur l'impact des variations climatiques et le développement durable des régions semi-arides. L'une des résolutions adoptées à cette occasion affirme : plus que les limites environnementales, ce sont les facteurs socio-économiques, politiques et culturels qui sont à l'origine de la pauvreté et des agressions à l'environnement dans ces régions (Déclaration de Fortaleza, février 1992) [1]. La Déclaration de Rio de Janeiro sur l'Environnement et le Développement, connue sous le nom d'Agenda 21, proclame encore : "Les populations et communautés autochtones et les autres collectivités locales ont un rôle vital à jouer dans la gestion de l'environnement et du développement, du fait de leurs connaissances du milieu et de leurs pratiques traditionnelles" (CNUED, 1992) [2].

Ces deux déclarations, faites dans un contexte politique planétaire, posent bien les deux termes du problème : ce sont les populations, habitants et exploitants de ce milieu, qui, d'une part, sont la cause de sa dégradation, mais qui, d'autre part, possèdent l'énergie

nécessaire à sa réhabilitation. Cela est particulièrement vrai pour tout ce qui touche à la ressource en eau.

Pour qualifier et quantifier les flux hydriques dans un écosystème et leur utilisation par le monde vivant, la recherche a introduit le concept d'hydrosystème [3]. En effet, à l'origine du cycle hydrologique continental, il y a des précipitations qui tombent, plus ou moins abondamment, plus ou moins bien distribuées dans le temps, sur un milieu constitué de roches, de sols, de végétation, de constructions, de surfaces d'eau libre et d'êtres vivants.

Les précipitations sont redistribuées selon l'état de ce système récepteur et suivant diverses modalités qui peuvent conduire à des dégâts catastrophiques pour l'homme (crues, inondations, érosion, etc.), à une perte ou à une inaccessibilité de la ressource (évaporation, infiltration profonde, etc.) ou, enfin, à des utilisations profitables (alimentation des végétaux et animaux, irrigation, énergie hydraulique, etc.).

Dans les régions arides ou semi-arides, l'état du milieu récepteur est d'autant plus important sur les régimes hydriques et hydrologiques que, pour des raisons climatiques, la distribution dans l'espace et dans le temps des précipitations est limitée. La dégradation accélérée de ce milieu, particulièrement en Afrique sahélienne, a conduit à une baisse considérable en quantité et en qualité de la ressource en eau disponible pour le monde vivant.

Mais quelles sont les causes et les effets de cette dégradation ? Sur les terres arides et semi-arides, les recherches menées depuis une quinzaine d'années, tant en Afrique qu'en Amérique et avec quelques différences en Australie, convergent pour identifier trois facteurs principaux à la dégradation des hydrosystèmes : le climat, le sol et l'homme.

Si les deux premiers agissent de la même façon partout, le troisième joue de manière différente dans les pays pauvres et les pays riches.

Le climat

La variabilité de la pluviométrie, dans l'espace et dans le temps, est très forte dans toute la zone aride et semi-aride. Le volume précipité varie très fortement, tant d'une année sur l'autre qu'à l'échelle de la décennie [4]. Cette variabilité est un facteur inhérent au climat intertropical, et il a été démontré que cette situation se maintenait pour le moins depuis plusieurs siècles [5, 6].

Les hydrosystèmes de la zone aride et semi-aride doivent s'adapter à de longues périodes de déficit pluviométrique. C'est ainsi qu'en Afrique de l'Ouest l'analyse des chroniques de précipitation a permis de montrer que, depuis 1969, se succèdent des années déficitaires avec deux paroxysmes de sécheresse, le premier en 1972-1974, le second en 1983-1985 [7, 8].

Autant, sinon plus, que la quantité d'eau tombée au cours de l'année, la répartition temporelle des pluies journalières et leur forme sont des données fondamentales pour toutes les sciences étudiant le milieu naturel et ses ressources. Dans des zones arides aussi différentes que le Sahel et le sud australien, les études sur les pluies ponctuelles les plus intenses convergent [9-11]. Elles montrent que les pluies les plus fortes ont la même probabilité d'apparition dans les périodes de sécheresse que dans celles d'excédent pluviométrique. Les événements les plus dangereux (inondation, érosion) sont indépendants de la pluviosité moyenne sur une période.

Les températures élevées et la vitesse importante du vent ont pour conséquence une intense évapo-transpiration [12, 13] qui se traduit par un très faible stockage de l'eau sur et dans le sol.

La part des précipitations qui ne s'écoule pas n'a, le plus souvent, ni le temps de s'infiltrer assez profondément ni de s'accumuler. La lame d'eau stockée sur le sol reste le plus souvent très faible ; elle est rapidement reprise par les flux évapo-transpiratoires.

Le sol

Les sols, héritiers de conditions climatiques difficiles, sont pauvres en matière organique et possèdent une activité biologique réduite. Le plus souvent sableux ou argilo-sableux, ils peuvent être exploités avec profit, mais nécessitent une grande prudence pour leur mise en culture. Le risque est grand de les voir disparaître sous l'action conjuguée des ruissellements en nappe et des érosions éoliennes. La majorité des sols des zones arides ont un épipédon déstructuré, caractérisé par une instabilité structurale et par la pauvreté du complexe absorbant [14].

Les fortes intensités de précipitation en saison des pluies interviennent sur des surfaces peu protégées par une végétation limitée (surtout en début de saison), favorisant la formation de pellicules de battance presque imperméables, bloquant les processus d'humectation des sols et favorisant une érosion en nappe qui porte préjudice à la végétation et aux cultures [15].

Très sensibles aux variations de régimes hydriques, les sols des zones arides présentent de forts risques aux concentrations salines et sont très sensibles aux phénomènes d'acidification.

L'homme

Deux caractéristiques des populations des pays en voie de développement se retrouvent dans toutes les régions sèches avec des niveaux de gravité différents : forte pression démographique et économie de subsistance.

L'augmentation rapide des surfaces cultivées est une conséquence immédiate de la démographie rapidement croissante de ces régions et du déficit de la production alimentaire. L'augmentation de la production des denrées agro-alimentaires, d'environ 1,5 % par an au cours des dernières décennies dans les pays sahéliens, ne permet pas de satisfaire les besoins d'une population qui s'accroît au rythme annuel de 2,7 % [16] .

Cela se traduit par des défrichements anarchiques, l'augmentation des durées de mise en culture et l'abandon d'une gestion collective des terroirs villageois. On observe une modification du paysage dans un sens qui n'est pas favorable à la conservation d'un milieu équilibré. Suivant l'UNSO, la régression des forêts classées au Sahel au profit de la mise en valeur agricole est de 36 % en dix ans [17].

Les faibles revenus agricoles ne permettent pas une intensification de l'agriculture.

La réalisation d'ouvrages hydrauliques (barrages collinaires, forages, puits, digues ou diguettes anti-érosives, casiers rizicoles, micro-barrages ou digues filtrantes, etc.), destinés à améliorer l'accès à la ressource en eau et intensifier l'agriculture, contribue parfois

à une dégradation accélérée des sols et de leurs états de surface, et, par voie de conséquence, des régimes hydrologiques :

- les points d'eau artificiels à gros débit ont modifié localement les parcours des éleveurs et créé des surcharges animales jamais rencontrées et dévastatrices pour les pâturages naturels ;
- l'irrigation excessive ou mal gérée conduit soit à une sursalure superficielle, lorsque la nappe souterraine est peu profonde, soit à un lessivage des sols ;
- le manque d'entretien des systèmes d'exhaure a provoqué un retour aux puits naturels, sans la reprise des contrôles traditionnels, entraînant ainsi de fréquentes pollutions ;
- enfin, la gestion collective des périmètres irrigués et des pâturages à l'aval ou en bordure de retenues artificielles a été vouée à l'échec dans un contexte social qui, traditionnellement, n'était pas adapté à la gestion d'un outil de travail basé sur une notion de rendement économique.

La situation que l'on peut observer actuellement dans les régions arides et subarides (en dehors de quelques zones expérimentales) est celle d'un déséquilibre généralisé. La cause initiale d'un déficit pluviométrique prolongé à laquelle s'est ajoutée une augmentation de la charge démographique a entraîné, dans un milieu fragile, une dégradation croissante du milieu naturel, siège de la redistribution du peu d'eau disponible. Il est grand temps d'inverser le sens de cette évolution en valorisant mieux une ressource en eau, limitée c'est vrai, mais qui existe et qui se trouve - pour l'instant - soit trop dispersée, soit disponible sur un trop court intervalle de temps et parfois (trop souvent) destructrice [18].

Les effets de la dégradation des terres sur le fonctionnement des hydrosystèmes

A l'échelle de la surface élémentaire

Les effets de la dégradation de la surface du sol sur le bilan hydrique ont été étudiés dans tout le Sahel au cours d'un grand programme utilisant la technique expérimentale de la simulation de pluie sur des parcelles de 1 m^2. A cette échelle, Casenave et Valentin [15] ont introduit le concept d'état de surface défini par l'ensemble : couvert herbacé ou cultural, surface du sol avec ses caractéristiques de rugosité par le microrelief, de porosité physique ou faunique, de texture par la granulométrie, de structure par les organisations pédologiques superficielles et d'humidité.

Une surface élémentaire est d'autant plus dégradée que le couvert végétal est pauvre, l'activité méso-faunique réduite et que certaines organisations pédologiques de surface sont développées. Ces dernières peuvent aller du simple dépôt éolien d'éléments fins à une véritable "cimentation" de la surface incluant tous les éléments grossiers.

Casenave et Valentin présentent une classification des organisations pédologiques de surface basée sur des critères morphogénétiques et donnent une méthode normalisée pour leur description.

Une analyse factorielle des correspondances réalisée sur 50 parcelles au Burkina Faso [19] a permis d'associer les paramètres hydriques d'aptitude au ruissellement et à l'infiltration à la description normalisée des surfaces élémentaires. L'analyse de ces données a montré une dynamique entre la dégradation des états de surface et la répartition des flux

hydriques : la dégradation superficielle du sol engendre une diminution de l'infiltrabilité et une augmentation du ruissellement.

Pour traduire l'état de dégradation du sol, Albergel *et al.* [20] ont cherché à utiliser le concept de résistance hydraulique d'une croûte développé par Hillel [21] et Touma [22]. Pour un sol donné, sa surface est d'autant plus dégradée que la résistance hydraulique est élevée.

L'augmentation du ruissellement, qui résulte de l'encroûtement des sols, ne se traduit pas nécessairement, à l'échelle de la surface élémentaire, par une augmentation de l'érosion. Par contre, l'excès de ruissellement engendré par la dégradation des surfaces élémentaires va provoquer une amplification de l'érosion aux échelles des versants et des bassins versants.

A l'échelle du versant

A l'échelle du versant, la dégradation du couvert végétal, la mise en culture, la densité et le tracé des pistes, la répartition et l'agencement des croûtes de surface ont des répercussions sur le régime hydrologique superficiel et souterrain. Les facteurs topographiques (inclinaison et longueur de pente, répartition longitudinale et spatiale des pentes) et lithologiques (nature et résistance des sols) vont déterminer l'apparition des ravines ou des dépôts.

Sur les surfaces à faible pente et à lithologie résistante, la dégradation des sols induit une augmentation du ruissellement en nappe et un déficit important de l'infiltration. L'étude réalisée par le bureau néerlandais IWACO et le CIEH [23] fournit des renseignements intéressant la position et la recharge des aquifères en fonction de la géomorphologie régionale de la province du Yatenga au nord-est du Burkina Faso. La Figure 1 schématise la position respective des aquifères dans le paysage. Elle fait apparaître un creux piézométrique au niveau des bas de versant qui correspond à un déficit d'alimentation de la nappe aquifère. Ce déficit local dans l'alimentation hydrique de l'aquifère doit être mis en relation avec la dégradation des versants et l'existence de sols nus encroûtés sur les glacis de mi-pente et les chanfreins de bas de pente. Ces derniers sont parmi les plus imperméables testés au Sahel.

A la rupture de pente et en présence de sols plus fragiles naissent d'importantes ravines d'érosion. L'augmentation du ruissellement dans leur zone d'alimentation accroît la compétence des eaux et les ravines se ramifient et s'allongent même dans des zones au relief peu prononcé.

Le versant de Sonkorong, dans le bassin arachidier sénégalais où le relief est pratiquement inexistant, est caractérisé par une importante érosion linéaire. Une grande ravine, prenant naissance en bas de versant, entaille profondément, par de nombreuses ramifications, la zone de raccordement avec le bas-fond. L'apparition de ce ravinement date du début des années 1980 [24] dans la zone de raccordement entre le bas-fond et les glacis de versant (pente de 6 %).

En 1988, suite à une crue de récurrence décennale, cet ensemble de ravines prend des proportions alarmantes en atteignant le village de Sonkorong. Un suivi local de l'érosion linéaire montre que l'évolution des ravines est nettement corrélée aux pluies les plus fortes. Ces dernières évoluent en faveur des pistes et des zones imperméabilisées par l'ha-

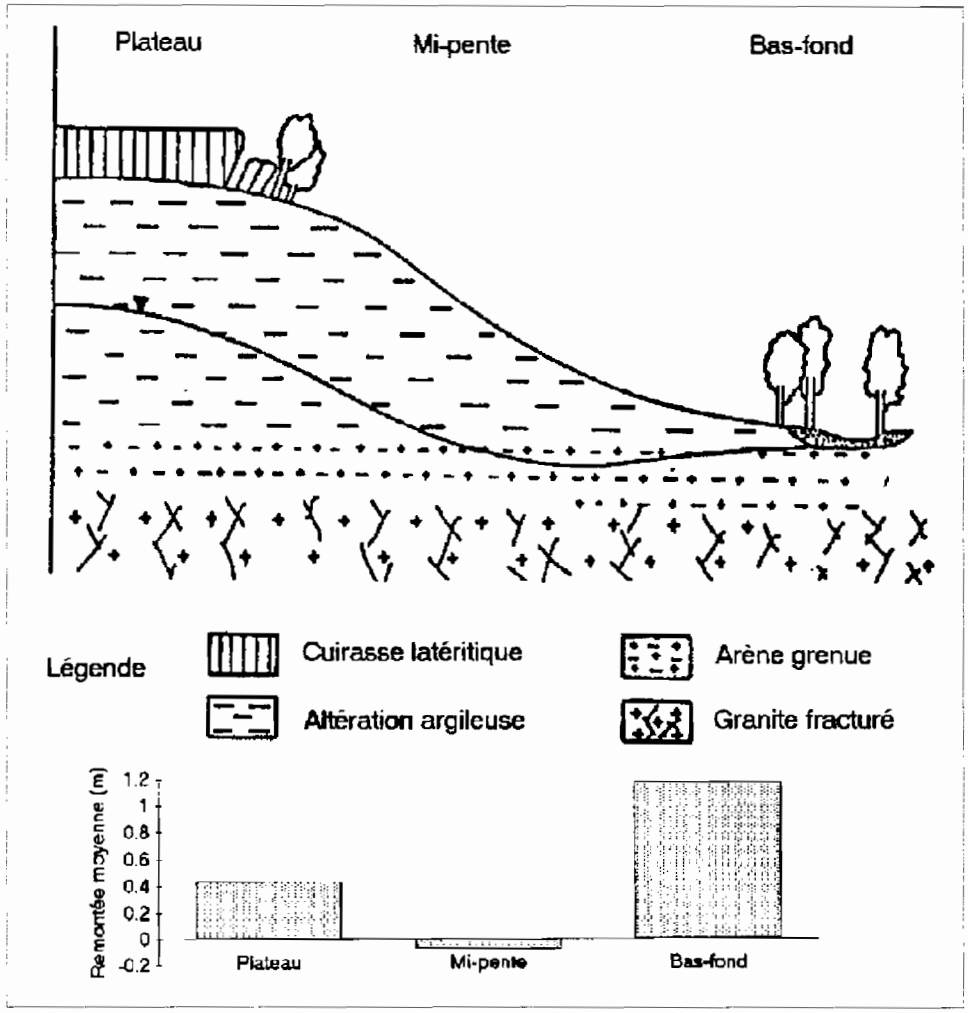


Figure 1. Position respective des aquifères dans le paysage du Yatenga [23].

bitat rural [25, 26]. Des crues de plus en plus fréquentes et violentes empruntent ce réseau de ravines et déposent des sables grossiers sous forme de cônes de déjection dans le bas-fond.

A l'échelle du bassin versant

Au Burkina Faso, cinq petits bassins versants (de 10 à 80 km^2) observés dans les années 1955 à 1965 ont été équipés au cours des années quatre-vingt pour en étudier l'évolution [27]. L'affaiblissement du total pluviométrique pendant les années quatre-vingt ne se traduit pas par une diminution de l'écoulement. Les modifications des états de surface ont amené, surtout pour les bassins au nord de l'isohyète 800 mm, des conditions très favorables au ruissellement. La diminution du couvert végétal et l'extension des zones

cultivées favorisent les tassements de la surface du sol et le développement de pellicules imperméables ainsi que l'extension de surfaces très érodées.

En Afrique de l'Ouest sèche, la comparaison des bilans hydrologiques de bassins versants montre une influence de la dégradation des sols et de la végétation différente suivant la taille des bassins [28] :

- dans les petits bassins, l'essentiel de l'écoulement est dû au ruissellement immédiat après les plus forts orages. La dégradation du milieu favorise cette composante du bilan hydrologique, les crues sont plus nombreuses, plus violentes et avec un débit moyen plus fort ;
- pour les bassins de taille intermédiaire, l'écoulement annuel résulte autant de la collecte des eaux de ruissellement immédiat que des écoulements retardés transitant par les nappes phréatiques. La dégradation du milieu modifie peu les volumes écoulés dans l'année, mais les pointes de crue sont plus fortes et les tarissements plus accentués ;
- pour les bassins de plus grande taille, la ressource en eau est entièrement modifiée et amplifie fortement les déficits pluviométriques. Les excédents d'eau dus aux ruissellements immédiats des sous-bassins sont consommés par l'évaporation, tandis que les déficits d'infiltration se cumulent. Il en résulte une chute importante des écoulements annuels et des tarissements rapides.

Différentes tentatives de réhabilitation d'hydrosystèmes dégradés

A l'échelle de la parcelle

L'aménagement le plus simple en vue de la réhabilitation des écosystèmes est la mise en défens. Cette technique a révélé son efficacité dans des milieux les plus variés et dans des conditions climatiques extrêmes [29]. Dans une zone de parcours sur un plateau cuirassé du bassin arachidier du Sénégal, l'impact d'une mise en défens sur le bilan hydrologique a été testé à partir de parcelles de 50 m^2. Une parcelle a été installée dans une mise en défens de 1 ha datant de 1987, la seconde dans une zone témoin exposée aux allées et venues du bétail.

La mise en défens a amené un facteur réducteur de 3 sur le ruissellement et un facteur réducteur pouvant aller jusqu'à 11 sur l'érosion pour une année comme 1993 qui a connu des événements pluvieux exceptionnels [30].

Dans les systèmes agraires traditionnels, la jachère joue ce rôle de réhabilitation des hydrosystèmes. Devant le recul de cette pratique [31], d'autres aménagements doivent être réalisés. A l'échelle du champ paysan, une expérimentation de réhabilitation de deux micro-bassins versants de 2,5 ha a associé, depuis 1988, des techniques de stabilisation des sols (haies vives, seuils pierreux, fascines) et des améliorations de l'itinéraire technique au Sénégal (sud du bassin arachidier). L'impact de l'aménagement intégré a été suivi par une évaluation du bilan hydrologique des écoulements, des transports solides et du charriage et par une analyse géostatistique des données hydro-pédologiques et agronomiques [32].

Les bilans annuels montrent une quasi-disparition du charriage après aménagement en 1988. Cette disparition du charriage est compensée par des atterrissements en amont des ouvrages (0,5 cm par an en amont des haies vives ; 1 cm en amont des fascines ; 1,8 cm

en amont des cordons pierreux). L'examen comparé des événements hydrologiques montre la disparition du ruissellement pour les faibles précipitations, un effet régulateur de l'aménagement pour les pluies moyennes, mais aucun effet sur les pluies exceptionnelles.

Une étude géostatistique de la répartition spatiale des stocks hydriques montre une forte accumulation de l'eau dans la zone des cordons pierreux et des fascines, en aval du bassin versant. Le suivi tensio-neutronique indique, en 1990, un excédent d'infiltration en début d'hivernage d'environ 100 mm en aval du bassin versant et en amont des ouvrages [33].

A l'échelle du bassin versant

En Tunisie centrale, après trois années d'expérimentation sur des bassins versants, l'étude d'impact de travaux anti-érosifs sur l'écoulement et le transport solide a donné les résultats suivants [34] :

- la mise en place des aménagements a eu un effet assez immédiat sur l'écoulement, le transport solide et un peu moins sur le transport en suspension ;
- 60 % à 65 % des volumes d'eau de crue sont "*piégés*" en amont des murettes et autres cordons, ainsi que plus de 70 % des transports solides : éléments fins (argile) mêlés à des éléments plus grossiers, tels que sable, gravier et gravillons auxquels on peut ajouter certains débris ligneux ;
- la forme des crues a été modifiée ainsi que les paramètres de base : allongement sensible du temps de base, diminution notable des débits maxima, diminution également du volume de crue ;
- dans le cas de bassin plus grand (celui de l'oued Ez-Zioud), on note l'apparition d'un écoulement retardé, qui, d'après les observations effectuées, semble s'infiltrer dans le lit de l'oued et contribue de ce fait à la réalimentation d'une petite nappe.

A l'échelle des bas-fonds

En Afrique intertropicale, les bas-fonds occupent une superficie de 1,3 million de km^2 et connaissent déjà un essor agricole important [35]. Des aménagements simples permettent d'agir directement en forçant l'infiltration pour réalimenter les nappes et ralentir les écoulements (soutien des étiages), en gérant mieux les eaux pour lutter contre leur salinisation et favoriser la sédimentation des particules en suspension...

Premier exemple : digue filtrante et digue déversante (Afrique du Nord ou Afrique sahélienne sous l'isohyète 500 mm)

Une digue filtrante est un micro-barrage perméable, en pierres libres ou en gabions, qui freine l'eau de crue et l'épand sur les terres cultivables du bas-fond quelques heures après la pluie, tout en permettant un écoulement progressif vers l'aval. Son rôle est quadruple :

- augmentation des surfaces inondées par la crue ;
- réduction des pointes de crue ;
- amélioration de l'alimentation hydrique des cultures pluviales de bas-fond ;
- augmentation de la recharge locale de la nappe aquifère du bas-fond.

Entre la digue filtrante et le barrage de grande dimension, la digue étanche déversante (ou *micro-barrage*) semble une alternative intéressante dans la mesure où elle concilie :

- le stockage des eaux de surface en saison des pluies et en début de saison sèche pour assurer un complément d'alimentation hydrique aux cultures de bas-fond ;
- le développement du maraîchage en début de saison sèche ;
- la recharge des nappes du bas-fond, par infiltration de l'eau stockée dans le barrage.

Sur le même bas-fond de Bidi-Gourga, au nord de la province du Yatenga au Burkina Faso, les effets sur la recharge de la nappe phréatique d'une digue filtrante et d'un micro-barrage ont été évalués [36] : en position de recharge maximale, comme en position d'étiage, la surface piézométrique présente des courbes isopièzes allongées, parallèlement à l'axe du bas-fond avec un dôme centré sur le bas-fond. Le dôme s'élargit légèrement au niveau de la digue filtrante et beaucoup plus nettement au niveau du barrage. En considérant une amplitude de 2 mètres par rapport au sommet du dôme, les largeurs atteintes latéralement par la nappe ont triplé. A une distance de 50 m de l'axe du bas-fond, la durée de submersion est de 20 à 30 fois plus longue en amont du micro-barrage.

Deuxième exemple : barrage semi-souterrain pour réhabiliter les écoulements de base

Pendant cinq années consécutives, de 1981 à 1985, le riz cultivé traditionnellement dans le bas-fond de Kambo (Mali) avait souffert d'un assèchement précoce de la rizière. Cette sécheresse de fin de cycle avait remis en cause la pratique de cette culture. Lorsque les écoulements de surface cessent, la descente de la nappe est très rapide, de 1,5 à 4 cm/jour, et ne permet pas une sécurisation de la culture du riz. Pour éviter cette descente rapide de la nappe et réguler le niveau de l'eau dans la rizière, un aménagement de type micro-barrage semi-souterrain a été réalisé par l'AFVP en 1987 [37]. Cet ouvrage avait pour objectif de maintenir une lame d'eau sur une superficie de 5,5 ha par la construction :

- d'une digue déversante permettant de régulariser le niveau de l'eau en amont et de pratiquer la riziculture sur l'ensemble de la surface de la retenue (profondeur maximale de l'eau 0.64 m) ;
- d'un parafouille sous le corps de la digue permettant de diminuer les infiltrations et, de ce fait, la vitesse de vidange de la retenue ;
- de sécuriser la culture sans remettre en cause le parcellaire traditionnel.

Une simulation des disponibilités en eau dans le bas-fond a été réalisée à partir d'une chronique de vingt-cinq années de pluies journalières et présentée sous forme statistique. Elle montre que, pour des déficits pluviométriques de fréquence décennale, l'écoulement de base reste suffisant pour assurer la riziculture après aménagement [38].

Bases scientifiques et techniques d'une restauration des régimes hydriques et hydrologiques

Les paragraphes précédents ont mis en évidence l'importance de la dégradation des terres sur le fonctionnement des hydrosystèmes et ont montré que des solutions existent pour les réhabiliter. Pour une intervention plus systématique, il est nécessaire de définir ce qui pourrait constituer les bases scientifiques et techniques d'une restauration des régimes hydrologiques et hydriques au nord et au sud du Sahara (ou dans d'autres zones

arides). A l'évidence, l'approche doit être multidisciplinaire et dépasser le seul domaine des sciences hydrologiques.

En effet, nous avons déjà souligné l'importance du facteur humain et du contexte économique non seulement sur la dégradation du milieu, mais aussi sur les difficultés rencontrées dans les tentatives de réhabilitation engagées récemment. Les exemples présentés en sont un bon témoignage. Une participation active d'agronomes, d'économistes, de spécialistes de la formation en milieu rural et de sociologues est nécessaire à côté de celle des techniciens de la ressource en eau, hydrologues, bioclimatologistes, hydrauliciens ou pédologues. Il semble également nécessaire que les acteurs de cette réhabilitation s'appuient sur les structures locales traditionnelles, associatives ou administratives, dont le capital de confiance auprès des populations est le plus fort !

L'analyse des systèmes de production agro-sylvo-pastoraux

La restauration des régimes hydrologiques sur les versants et les bassins versants passe nécessairement par une remise en équilibre de l'espace exploité par les activités humaines, dégradé par le passage des animaux ou simplement dévasté par les altérations climatiques.

Cet espace est le plus souvent rural et c'est surtout sous cet aspect que nous aborderons le sujet. Il ne faut cependant pas ignorer les zones urbaines ou péri-urbaines des zones arides et subarides où se posent également des problèmes importants de dégradation du milieu.

Dans le Sahel africain, les pratiques paysannes sont le fruit d'une longue accumulation d'expériences dans la gestion des risques. Le paysan sahélien a structuré son mode de vie en développant prioritairement une stratégie de groupe familial pour assumer ce risque : il répartit ses cultures en plusieurs sites ; il tente de les diversifier en fonction de la rapidité de croissance des espèces et de leur précocité relative au cours de la saison agricole ; il augmente les surfaces cultivées en fonction des actifs. Les éleveurs, de leur côté, adoptent des parcours qui sont fonction de la répartition spatiale des points d'eau, cherchant à consommer en priorité les points d'eau les plus temporaires et les plus lointains de façon à exploiter des pâturages dont l'accessibilité est réduite dans le temps avant de se replier sur les points d'eau permanents de saison sèche dont les pâturages sont rapidement surchargés et dévastés [39]. Ces modes de fonctionnement séculaires ne peuvent pas être remis en cause brutalement, même s'ils participent, parfois lourdement, au déséquilibre écologique.

De nombreuses actions ont été menées par les organismes nationaux, les grandes institutions internationales et surtout les organisations non gouvernementales (ONG) pour tenter d'introduire dans le milieu rural des régions arides et subarides des techniques agronomiques adaptées à leur environnement naturel et humain. Si l'on excepte un certain nombre d'erreurs rapidement identifiées, ces propositions sont généralement adaptées à la restauration des fonctionnements naturels. Or on n'observe pas, dans la très grande majorité des cas, d'extension de ces techniques et d'améliorations notoires à l'échelle régionale. Cela est dû soit à la faible diffusion des techniques proposées au-delà de la zone *d'expérimentation* (on n'arrive pas à passer de l'échelle de la recherche à celle du développement), soit à la non-intégration par les populations concernées (on ne dépasse pas le cadre de la *politesse* due à l'égard du technicien ou de l'*intérêt* individuel sans lendemain).

Pour améliorer cette diffusion et cette intégration de techniques auprès des usagers de l'espace, il est nécessaire non seulement de bien connaître les traditions des individus et des sociétés, mais encore de les sensibiliser à la sauvegarde de leur milieu, considéré comme à la fois leur outil de travail et leur cadre de vie.

Le paysan sahélien, comme tous les producteurs de denrées consommables commercialisées, est désemparé devant une succession de problèmes économiques qu'il ne peut gérer et dont les interactions se situent actuellement au niveau planétaire. La majeure partie de la production agricole sahélienne est destinée à l'autoconsommation, mais la mutation des techniques dépend beaucoup de ses capacités d'adaptation aux marchés extérieurs [40, 41]. Combien plus inaccessibles sont alors les notions de *réhabilitation*, voire de *développement durable* ? L'introduction de nouvelles techniques agricoles ou de nouveaux cultivars ont des répercussions sociales dont il n'est pas facile d'appréhender les effets qui peuvent être jugés négatifs par la population ou une partie de la population locale.

Les problèmes posés par la diffusion des techniques de réhabilitation des régimes hydrologiques sont souvent d'ordre pratique ou alors d'ordre culturel. Aligner des pierres dans un champ le long des courbes de niveau ou au travers d'un bas-fond requiert de la main-d'œuvre, une petite maîtrise technique et des moyens de transport. Lorsque la main-d'œuvre ou les moyens de transport font défaut, l'opération est impossible à réaliser. Si la maîtrise technique est déficiente, les effets néfastes de l'aménagement risquent d'annihiler ses effets positifs.

Dans l'impossibilité d'augmenter significativement ses ressources avec des risques acceptables, le paysannat africain, confronté à un accroissement important de sa population , développe une stratégie agricole extensive. Cette stratégie est confortée par un mode usufruitier traditionnel d'appropriation de l'espace et, dans plusieurs régions, par l'introduction récente de la culture attelée. Elle conduit cependant à une exploitation destructrice des sols et trouve ses limites aux confins de l'espace cultivable et dans la perte de fertilité des sols surexploités sans compensation organique et minérale. Parallèlement, depuis plusieurs décennies, se développe, dans la zone sahélienne, une agriculture irriguée essentiellement *extensive* mais qui devient *intensive* lorsque les productions trouvent à s'écouler sur des marchés porteurs à l'exportation : haricots verts au Burkina Faso et au Kenya, pommes de terre et oignons au Mali, maraîchage autour des agglomérations urbaines.

Avec la récente dévaluation du franc CFA et la généralisation des programmes d'ajustement structurel ruraux, qui conduisent les États africains à l'abandon des subventions aux intrants agricoles et à la mécanisation des techniques, comment vont évoluer les stratégies paysannes et les marchés de produits tropicaux ?

Quelle réforme foncière faut-il alors adopter pour favoriser la conservation des sols et par quelle stratégie économique peut-on favoriser le développement d'une agriculture intensive ? Des réponses qui seront données à ces deux questions sociales fondamentales dépendent probablement l'avenir agricole de l'Afrique tropicale sèche et son autosuffisance alimentaire.

L'étude des fonctionnements hydrologiques

Pour restaurer les régimes hydrologiques, il faut retrouver un équilibre environnemental où les contraintes liées d'une part aux précipitations et d'autre part à leur redistribution

(infiltration, écoulement, évaporation) ne constituent plus un facteur de dégradation des sols ; il s'agit même d'aller au-delà et d'utiliser cette ressource en eau pour tenter d'enrayer les déséquilibres des autres compartiments environnementaux (végétation naturelle et cultures, élevage, etc.).

Dans de nombreuses situations, et principalement sur les sols cultivés, il faut faire en sorte que les pluies et les écoulements superficiels immédiats soient moins agressifs, donc retarder l'écoulement et tâcher de favoriser son infiltration par tous les moyens appropriés. Comme personne n'ose prétendre limiter l'importance et l'intensité des pluies, il faut savoir protéger le sol, faciliter l'infiltration et réduire, si nécessaire, l'eau disponible pour le ruissellement.

Les conséquences entraînent alors le milieu dans un cycle évolutif favorable : l'eau infiltrée sature les couches superficielles du sol, alimente les nappes, y compris les plus profondes, regonfle les écoulements d'inféroflux, redresse les étiages en quantité et en durée, après avoir lissé les pointes de crues [42]. L'excès d'infiltration n'a cependant pas que des effets positifs et il faut envisager dans certains cas d'aménager l'espace rural en tirant profit de certaines suralimentations des ressources locales, quitte à en assurer leur distribution artificiellement.

Il est donc nécessaire d'étudier finement les précipitations et de comprendre les mécanismes hydrologiques qui régissent l'apparition du ruissellement, la redistribution des écoulements liquides et solides sur les versants et le bilan hydrologique et sédimentologique des bassins versants.

A l'échelle des surfaces élémentaires

De nombreux travaux, en particulier de l'ORSTOM et du CIRAD [43], ont été réalisés sur des surfaces élémentaires (placettes de 1 à quelques dizaines de m^2, petites parcelles agricoles). Ils font appel à des techniques d'expérimentation (simulation de pluie et de ruissellement, infiltromètres, dispositifs anti-érosifs, etc.) et à des méthodes modernes de mesure. Ils ont permis d'acquérir une bonne connaissance des comportements hydrologiques et érosifs dans un certain nombre de situations agronomiques (association sol / type de culture / technique culturale). Mais ces études sont encore trop incomplètes (en particulier pour ce qui concerne l'érosion dans les milieux cultivés) et de nouvelles et nombreuses expériences devront encore être entreprises avant de pouvoir tester efficacement et systématiquement l'efficacité de nouvelles techniques culturales sur le ruissellement et sur l'érosion.

A l'échelle des versants et des bassins versants

Diverses recherches sur les mécanismes du cycle hydrologiques sur versants et bassins versants ont été réalisées ces dernières années en particulier à Thyssé Kaymor au Sénégal et à Bidi au Burkina Faso [44], mais aussi à Mouda (Cameroun) [45], ou encore avec une approche régionale [46-48]. On peut mentionner également les travaux qui entrent dans le cadre du programme Hapex-Sahel (Niger) [49]. Ce programme a conduit à deux types de résultats nouveaux intéressant les fonctionnements hydrologiques : d'une part, la très grande hétérogénéité locale des précipitations sahéliennes, au-delà de ce que l'on imaginait, d'autre part, un mécanisme de recharge des nappes à partir des petits systèmes

endoréiques locaux et des bas-fonds. Ces quelques études, auxquelles on peut ajouter le projet plus ancien de la mare d'Oursi [50], ont été menées par de grosses équipes avec des moyens importants.

Elles démontrent à l'évidence que notre connaissance des fonctionnements à l'échelle des paysages n'est encore qu'embryonnaire et qu'il est vain de vouloir appliquer des schémas préétablis sur des milieux extrêmement divers. Les milieux secs, longtemps réputés "hydrologiquement simples" apparaissent comme complexes et la réalimentation des aquifères y est encore mal connue. L'étude de la distribution spatiale et temporelle des flux verticaux (précipitation, évaporation, transpiration, interception, infiltration) à l'échelle des ensembles complexes (versants, bassins versants élémentaires et au-delà) constitue une voie de recherche toujours prometteuse et probablement pleine de surprises.

Conclusion

En l'absence d'activités humaines, la nature offre une très grande capacité d'adaptation face aux déséquilibres naturels (climatiques ou accidentels) même dans les régions arides et subarides. Il suffit d'observer les résultats spectaculaires des expériences plusieurs fois renouvelées de mises en défens de parcelles : par exemple à Oursi (Burkina Faso), à Thyssé Kaymor (Sénégal) ou à Banizoumbou (Niger). La végétation reprend en général ses droits avec des espèces qui protègent bien les sols et qui s'adaptent aux nouvelles contraintes édaphiques. On explique la structure en demi-lune des massifs de "brousse tigrée" par le fait qu'une telle organisation spatiale permet de concentrer des écoulements, sur un relief pratiquement plat, vers des zones privilégiées d'infiltration et de stockage [51]. Les paysages de "mogoths" au Mexique (longs et larges piémonts à faible pente) ont la même fonction.

La nature sait faire, et si elle ne fait plus, c'est qu'on l'en empêche en coupant le bois des haies, en paissant les pâturages ou en brûlant l'ensemble. Alors, faut-il attendre que la nature trouve elle-même une solution ou n'est-il pas trop tard ? N'a-t-on pas atteint un déséquilibre irréversible ? Faut-il proposer des solutions déjà bien connues, qui donnent de bons résultats dans des milieux secs, économiquement et culturellement favorables, ou en chercher de nouvelles, mieux adaptées à chaque situation locale ?

Des solutions techniques variées telles que fumure, lutte anti-érosive, économie de l'eau, aménagement de bas-fonds, surcreusement de mares, pratiques agro-forestières, etc., ont été éprouvées expérimentalement et ont fait preuve de leur efficacité. A l'opposé, des solutions sont parfois diffusées sans avoir été validées par une démarche expérimentale sérieuse. D'autres, enfin, ont un objectif positif immédiat (limitation de l'écoulement, par exemple), mais oblitèrent l'avenir (utilisation du même écoulement pour une irrigation de surfaces plus grandes, par exemple).

Rochette [52] analyse dans un ouvrage de synthèse sur la lutte contre la désertification au Sahel plus de cent programmes d'aménagement. Il y apparaît que, dans tout le Sahel, on se heurte à l'une des contraintes suivantes :

- la présence de lacunes dans les connaissances sur la distribution des flux hydriques dans le paysage ;
- la mauvaise reproduction des modèles de fonctionnement des écosystèmes cultivés ;
- la faible transférabilité des solutions techniques en milieu paysan.

Du point de vue scientifique, il est nécessaire d'associer l'utilisation d'outils de modélisation spatialisée à la connaissance des mécanismes naturels. Des techniques des systèmes d'information géographiques et de la télédétection commencent à être mises en œuvre. Il faudrait adapter leur utilisation aux besoins de l'évaluation des bilans hydrologiques, prendre en compte l'influence de l'homme par le biais d'une analyse diachronique et pouvoir confronter l'état du milieu avec sa réponse hydrologique.

Enfin, l'application des méthodes participatives d'investigation, utilisées en sciences sociales, permet de mieux appréhender les attitudes et les stratégies que suscite la dégradation de l'écosystème chez le paysan [53].

Parallèlement, il est nécessaire de multiplier les petites expériences locales scientifiquement contrôlées susceptibles de faire tache d'huile. En Amérique du Sud et en Afrique du Nord, on assiste à de très nets progrès dans la conservation des eaux et des sols sous l'influence d'actions souvent privées, simples et généralement peu onéreuses. Pour réussir, il est indispensable que les habitants des régions impliquées prennent conscience de la gravité du problème et qu'ils entreprennent eux-mêmes les actions de réhabilitation. Il y a peut-être de ce point de vue *un devoir d'ingérence* des scientifiques auprès des organismes locaux d'encadrement rural, auprès des gestionnaires de grands projets d'aménagement et auprès des associations et groupements villageois pour les sensibiliser aux actions qui doivent être entreprises sans attendre, pour réhabiliter leur environnement, lieu de vie et lieu de production.

Références

1. ICID (1992). Impacts of climatic variations and sustainable development in semi-arid regions. Conference International in Fortaleza, Ceará , Brazil (January 27, February 1, 1992).
2. CNUED (1992). Déclaration de Rio sur l'Environnement et le Développement. In : *Savoirs 2 - Le Monde diplomatique* : Une terre en renaissance ; les semences du développement durable, 1994.
3. GIP Hydrosystèmes - Groupement d'Intérêt Publique - BRGM - CEMAGREF - CNRS - IFREMER - INRA - ORSTOM - OIEau - Directeur : Christian Lévêque, ORSTOM, Paris.
4. Hubert P., Carbonnel J.P. (1989). Approches statistiques de l'étude des séries pluviométriques de longue durée de l'Afrique de l'Ouest. In : *Les hommes face aux sécheresses*. EST IHEAL, Paris : 101-106.
5. Nicholson S.E. (1987). Climatic variations in the Sahel and other African regions during the past five centuries. *Journal of Arid Environments* ; 1 : 3-24.
6. Olivry J.C., Chastenet M. (1989). Évolution de l'hydraulicité du fleuve Sénégal et des précipitations dans son cours inférieur depuis le milieu du XIXe siècle. In : *Les hommes face aux sécheresses*. EST IHEAL, Paris : 115-124.
7. Lamb P.J. (1982). Persistence of subsahara drought. *Nature* ; Vol. 299 : 46-47.
8. Ojo O. (1987). Rainfall trends in West Africa. In : Solomon S.I., Beran M., Hogg W., eds. *The influence of climatic change and climatic variability on the hydrologic regime and water resources*. IAHS publ ; 168 : 37-44.
9. Albergel J. (1986). Évolution de la pluviométrie en Afrique soudano-sahélienne. Exemple du Burkina Faso. Col. Int. sur la révision des normes hydrologiques suite aux incidences de la sécheresse. Ouagadougou 20 au 25 mai 1986. CIEH (19 p).
10. Yu B., Neil D.T. (1990) Global warming and regional rainfall : the difference between average an high intensity rainfalls. *Int Journal of Climatology* ; Vol. 11 : 653-661.

11. Yu B., Neil D.T. (1993). Long-term variations in regional rainfall in the South West of Western Australia and the difference between average an high intensity rainfalls. *Int Journal of Climatology* ; Vol. 13 : 77-88.
12. Riou C. (1975). La détermination pratique de l'évaporation. Application à l'Afrique centrale. ORSTOM ; Mémoire n° 80 (236 p).
13. Pouyaud B. (1986). Contribution à l'évaluation de l'évaporation de nappes d'eau libre en climat tropical sec. Exemples du lac de Bam et de la mare d'Oursi (Burkina Faso), du lac Tchad et d'açudes du Nordeste brésilien. ORSTOM ; Etudes et Thèses (254 p).
14. Pieri C. (1989). *Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricole au sud du Sahara*. C.F. - CIRAD (443 p).
15. Casenave A., Valentin C. (1989). *Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration*. Coll Didactiques. ORSTOM, Paris (229)p).
16. Walsh J. (1984). Sahel will suffer even if rains come. *Science* ; 224 : 46-48 : 467-471.
17. UNSO (1983). Plan national de lutte contre la désertification en Haute Volta (56 p).
18. Numéro spécial Crues et sécheressesde la revue *Sécheresse, science et changements planétaires*, John Libbey Eurotext, septembre 1993, n° 3, vol. 4.
19. Albergel J., Casenave A., Ribstein P., Valentin C. (1992). Aridité climatique, aridité édaphique. Étude des conditions de l'infiltrabilité en Afrique tropicale sèche. In : *L'aridité : une contrainte au développement*. Coll Didactiques / ORSTOM Éditions : 123-130.
20. Albergel J., Bader J.C., Braudeau E., Pépin Y., Planchon O. (1994). UR 4 DEC AID 93. Thyssé Kaymor, ORSTOM, Dakar (80 p).
21. Hillel D. (1974). *L'eau et le sol. Principes et processus physiques*. Vander Ed (287 p).
22. Touma J. (1992). Simulation numérique de l'infiltration dans les sols encroûtés : croûte établie et croûte en formation. Hydrologie continentale. ORSTOM ; Vol. 7, n° 2 : 143-158.
23. IWACO et CIEH (1990). Etudes des nappes du Yatenga pour la direction de la DEP du ministère de l'Eau du Burkina Faso.
24. Valet S. (1985). Action villageoise bénévole de lutte anti-érosive dans les unités expérimentales de Thyssé-Sonkorong en 1984 (Siné-Saloum, Sénégal). ISRA / CIRAD Kaolack.
25. Monimeau (1992). Perspectives pour un aménagement intégré d'un bassin versant : projet d'aménagement de la ravine de Sonkorong. CNEARC /CIRAD /ENSAM /ISRA, Mémoire de l'ESAT (65 p).
26. Pépin Y., Albergel J., Dubée G., Maïga M. (1993). Rapport de la campagne de mesures hydrologiques sur le bassin versant de Sonkorong - Année 1993, Savanes à long terme, CNRS-ORSTOM, ORSTOM Dakar (34 p).
27. Albergel J. (1987). Genèse et prédétermination des crues au Burkina Faso ; du m^2 au km^2. Étude des paramètres hydrologiques et de leur évolution. Col Etudes et Thèses. ORSTOM, Paris (341 p).
28. Pouyaud B. (1987). Variabilité spatiale et temporelle des bilans hydriques de quelques bassins versants d'Afrique de l'Ouest en liaison avec les changements climatiques. *IAHS* ; n° 168 : 447-462.
29. Grouzis M. (1988). Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques Sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Col. Etudes et Thèses, Paris, ORSTOM (336 p).
30. Diatta M. Régénération des zones marginales et rôle de l'arbre dans les programmes de DRS, application aux bassins versants de Thyssé Kaymor. Thèse à l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (à paraître).
31. Grouzis M., Albergel J. (1992). Environnement et productions agricoles. Cas du Burkina Faso. In : *La crise de l'agriculture africaine*. Société-Espace-Temps I ; 1 : 74-89.
32. Séné M., Pérez P. (1994). Contraintes et possibilités de valorisation des ressources naturelles dans le sud du bassin arachidier (Siné-Saloum, Sénégal) In : Reyniers F.N., Laomaibao N., éds. *Bilan hydrique agricole et sécheresse en Afrique tropicale*. John Libbey Eurotext, Paris : 217-233.

33. Séné M., Pérez P., Albergel J. (1993). La signification de la valorisation de l'eau en culture pluviale au Sénégal : gestion du déficit et de l'excès hydrique. Atelier Scientifique : Gestion durable des terres arides et semi-arides. Conf. SCOP. Dakar, 15-19 nov. 1993.
34. Camus H., Abdallah R., Rajah A. (1994). Impacts d'aménagements anti-érosifs sur le bilan hydrologique de bassins versants expérimentaux en Tunisie centrale. Séminaire maghrébin de Kairouan (30 mai-1er juin 1994) (7 p).
35. Albergel J., Lamachère J.M., Lidon B., Mokadem A.I., Van Driel W. (1993). Mise en valeur agricole des bas-fonds au Sahel. Typologie, fonctionnement hydrologique, potentialités agricoles. Rapport final d'un projet CORAF R3S, CIEH, Ouagadougou (335 p).
36. Lamachère J.M., Maizi P., Serpantié G., Zombré P. (1991). Un petit bas-fond en zone tropicale sèche. Fonctionnement et aménagement (Bidi, Yatenga, Burkina Faso). Séminaire international Tananarive, 9-14 décembre 1991, *Bas-fond et riziculture* (24 p).
37. AFVP (1987). Programme de micro-réalisation, région de Kadiolo. Rapport technique de l'aménagement du bas-fond de Kambo. CEE CIRAD n° TS2A0017FCD. IER, CIRAD, ORSTOM R3S.
38. Albergel J. (1992). Technologies appropriées pour un développement durable en zone semi-aride de l'ouest africain : Exemple du barrage semi-souterrain de Kambo au Mali. ICID, Fortaleza, Brésil (27 janvier 1992 - 01 février 1992) (19 p).
39. Claude J., Grouzis M., Milleville P. (1992). *Un espace sahélien. La Mare d'Oursi (Burkina Faso)*. ORSTOM (242 p).
40. Tubiana L. (1994). Les politiques agricoles au banc des accusés. In : *Savoirs 2 - Le Monde diplomatique* : Une terre en renaissance ; les semences du développement durable.
41. Couty P. (1994). Les capacités d'adaptation des paysans africains. In : *Savoirs 2 - Le Monde diplomatique* : Une terre en renaissance ; les semences du développement durable.
42. Camus H., Bergaoui M., Mouelhi S. (1994). Impact de travaux anti-érosifs sur les caractéristiques des crues de bassins versants expérimentaux en Tunisie centrale semi-aride (11 p).
43 P. Perez (1994). Genèse du ruissellement sur les sols cultivés du Sud Saloum (Sénégal). Thèse Doctorat, ENSAM Montpellier (250 p).
44. Albergel J., Lamachère J.M., Lidon B., Mokadem A.I., Van Driel W. (1993). *Mise en valeur agricole des bas-fonds au Sahel*. CIEH (336 p).
45. Thébé B. (1987). Hydrodynamique de quelques sols du Nord-Cameroun : bassins versants de Mouda. Contribution à l'étude des transferts d'échelle. Thèse Doctorat Université Montpellier 2.
46. Albergel J. (1987). Genèse et prédétermination des crues au Burkina Faso, du m2 au km2 : étude des paramètres hydrologiques et de leur évolution. Thèse Doctorat Université Montpellier 2.
47. Ribstein P. (1990). Modèles de crues et petits bassins versants au Sahel. Thèse Doctorat Université Montpellier 2.
48. Nouvelot J.F. (1993). Guide des pratiques hydrologiques sur les petits bassins versants ruraux en Afrique tropicale et équatoriale. ORSTOM-CIEH (546 p).
49. Numéro spécial de *Journal of Hydrology* (à paraître en 1995) et Journées Hydrologiques de l'ORSTOM à Montpellier (septembre 1994).
50. Chevallier P., Claude J., Pouyaud B., Bernard A. (1985). Pluies et crues au Sahel. Hydrologie de la mare d'Oursi. Travaux et documents de l'ORSTOM ; n° 190.
51. Galle S., Seghiéri J. (1994). Dynamics of soil water content in relation to annual vegetation : the tiger bush in the Sahelian Niger (poster). Assembly of EGS - Grenoble, France.
52. Rochette R.M. (1989). Le Sahel en lutte contre la désertification. Leçons d'expérience. CILSS PAC. GTZ (592 p).
53. Matar Gueye (1993). Proposition de programme pour l'étude socio-économique des aménagements anti-érosifs sur les bassins de Thyssé Kaymor. ISRA-Kaolack (8 p).

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 65-102.

5

Dégradation, régénération et mise en valeur des terres sèches d'Afrique

H.N. LE HOUÉROU
CEFE/CNRS, BP 5051,34033 Montpellier Cedex 01, France

Bioclimatologie des régions sèches d'Afrique et problématique générale

Les zones arides au sens strict, c'est-à-dire celles où la pluviosité ne permet pas de cultures de type commercial en sec (à l'exception mondiale de l'arboriculture fruitière en Libye et en Tunisie), représentent environ 35,7 millions d'hectares dans le continent africain et les îles qui l'entourent, soit 12 % de la superficie continentale. Ces zones peuvent se délimiter, de façon commode et approximative, par les isohyètes de 100 et 400 mm de pluviosité moyenne annuelle en zone extratropicale (Afrique du Nord et du Sud) et 100-600 mm en zone intertropicale. Ces limites correspondent également à un quotient pluvio-évapotranspiratoire (P/ETP) supérieur à 6,5 % en Afrique extratropicale et supérieur à 5 % en Afrique intertropicale ; la limite supérieure est d'environ 30 % et 120 jours de saison pluvieuse [1]. Les zones arides africaines peuvent se grouper en 4 régions géographiques bien distinctes sur le plan de la bioclimatologie : l'Afrique du Nord, au nord du Sahara, d'Agadir à Suez ; le Sahel, de la mer Rouge à l'Atlantique, c'est-à-dire de Port-Soudan à Nouakchott ; l'Afrique de l'Est, avec l'Erythrée et l'Ethiopie du Nord, de l'Est et du Sud, Djibouti, presque toute la Somalie, le nord du Kenya, le nord de la Tanzanie et le sud-est de l'Ouganda ; l'Afrique méridionale : Botswana, Namibie, Afrique du Sud (Tableau I).

Tableau I. Données bioclimatiques sur les zones arides africaines [1-7].

Données	Afrique du Nord	Sahel	Afrique de l'Est	Afrique Méridionale
Pluvios. moy. ann. mm	100-400	100-600	100-600	100-400
Cv pluv. ann. %	40-60	30-50	40-75	30-60
Jours (p > 0,35 ETP)	30-120	30-120	30-100	30-100
ETP mm	1 200-1 600	1 800-2 800	1 800-2 800	1 200-2 600
P/ETP %	6,5-28	5-30	6-30	6-30
T° moy. ann. °C	16-20	26-30	25-28	16-20
M. moy. max. mois + chaud	32-38	33-38	30-35	25-35
"m" moy. min. mois + froid	0-10	10-15	20-22	0-10
H.R % moy. ann.	45	38	65	70
Def. sat. HPa / an	14	24	15	6
Ray. global Kcal / cm^2 / an	160-190	180-200	160-180	160-180
Ensoleill. J / an	240-300	240-280	240-280	240-300

L'Afrique du Nord

L'Afrique du Nord et les îles Canaries sont soumises à un climat méditerranéen à pluies hivernales de régime bimodal et à sécheresse estivale accusée, comme le montrent les diagrammes de la Figure 1.

Cette zone aride méditerranéenne est elle-même assez complexe et définie en fonction du stress hydrique représenté par le degré d'aridité (P/ETP) et du stress thermique dû au froid de l'hiver représenté par m la moyenne des températures minimales du mois le plus froid (ici, janvier). On peut ainsi distinguer en fonction de ces deux critères et des faits biogéographiques et agronomiques qui leur sont associés une quinzaine de variantes bioclimatiques dans les zones arides nord-africaines, telles qu'elles sont indiquées au Tableau I.

Ces diverses sous-zones ne sont pas justiciables des mêmes traitements s'agissant des processus de réhabilitation des zones dégradées, notamment de l'installation artificielle d'espèces végétales exotiques ou autochtones.

Le Sahel

Contrairement à l'Afrique du Nord, le Sahel se caractérise par des pluies zénithales, strictement estivales, de juin à septembre et une sécheresse totale de novembre à mai. On peut distinguer une zone saharo-sahélienne à graminées pérennes entre les isohyètes annuelles de 100 et 200 mm (5 < P/ETP < 10) où l'ETP est déduite de l'équation de Penman ; une zone sahélienne *sensu stricto* à graminées annuelles, entre les isohyètes annuelles de 200 et 400 mm (10 < P/ETP < 20) et une zone soudano-sahélienne à graminées pérennes et annuelles entre les isohyètes annuelles de 400 et 600 mm (20 < P/ETP < 40). Ces limites, comme dans le cas de l'Afrique du Nord, correspondent à des caractéristiques

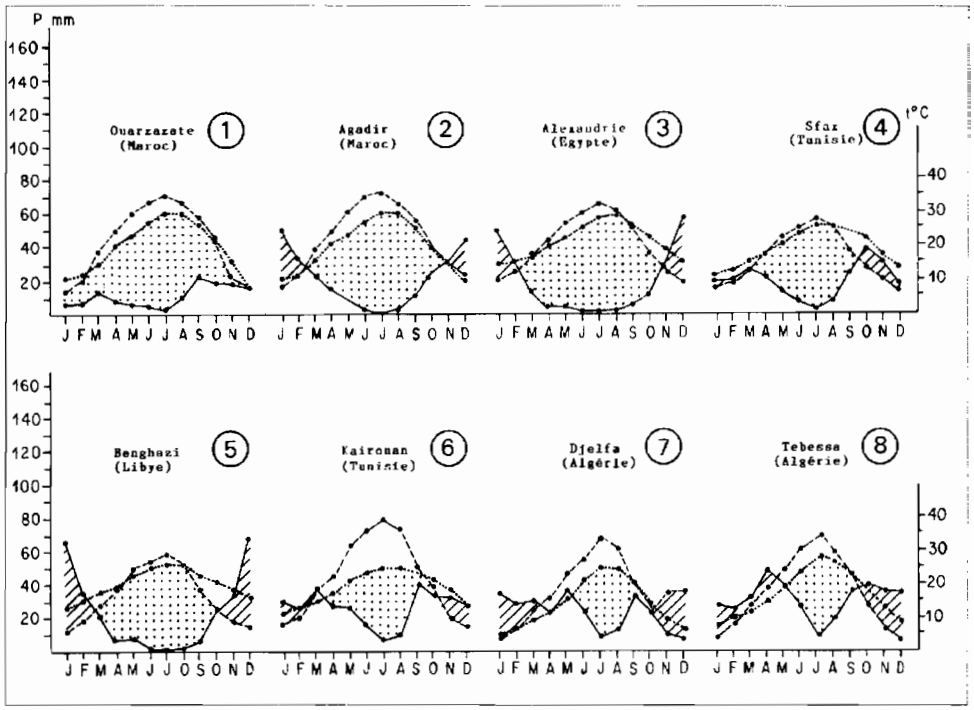


Figure 1.

——— : Pluviosité moyenne mensuelle, mm ;

..... : Température moyenne mensuelle, °C ;

-------- : 0,35 Évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle, mm (calculée selon l'équation standard de Penman).

	Ouarzazate (Maroc)	Agadir (Maroc)	Alexandrie (Egypte)	Sfax (Tunisie)	Benghazi (Lybie)	Kairouan (Tunisie)	Djelfa (Algérie)	Tébessa (Algérie)
Latitude	30°36'N	30°23'N	31°22'N	34°43'N	32°05'N	35°40'N	34°41'N	35°25'N
Longitude	06°54'W	09°34'W	29°57'E	10°41'E	20°16'E	10°06'E	03°15'E	08°08'E
Altitude (m)	1 140	23	32	23	132	68	1 144	813
P (mm)	123	224	191	210	258	288	308	348
T (°C)	19	18,4	20,2	18,6	19,6	19,1	13,3	15,8
m (°C)	1.0	8,0	9,2	6	8,0	4,3	- 0,5	1,8
2t	456	442	485	446	470	458	319	379
0,35 ETP	496	381	475	377	390	508	383	405
ETP	1 417	1 088	1 358	1 071	1 121	1 450	1 093	1 158
P/ETP	8,7	22	14,1	19,6	23,0	19,9	28,2	30,1
SP	0	75	85	115	100	120	120	165
SS	365	290	280	250	265	245	245	200

biogéographiques, agronomiques et forestières bien précises et définies [1, 2]. Les conditions bioclimatiques de la zone sahélienne sont indiquées de manière synthétique dans les graphiques de la Figure 2 et les Tableaux I et II. L'Afrique du Nord et le Sahel constituent des mondes très différents, voire opposés, à bien des égards ; ils possèdent très peu d'espèces en commun aussi bien dans leur flore que dans leur faune. Une comparaison des deux zones est fournie au Tableau II [3].

Tableau II. Caractéristiques comparées des zones arides nord-africaine et sahélienne [3].

	Zone Nord-Africaine	Zone aride Sahélienne
Surface	500 000 km^2	3 000 000 km^2
Pluie moyenne annuelle	100-400 mm	100-600 mm
Période pluvieuse	octobre - mars (6 mois)	juin - septembre (3 mois)
Régime pluviométrique	bimodal	monomodal
Coefficient de variation de la pluviosité annuelle	35 % à 65 % 400-100 mm	25 % à 45 % 600-100mm
Températures	variables en saison froide moyenne annuelle ≈ 20 °C (gel)	chaudes moyenne annuelle 28 °C - 30 °C m = 10 °C - 15 °C en saison froide (pas de gel)
ETP Penman	1 200-1 600 mm/an 1 mm/j hiver 7mm/j été 5-6 mm/j juillet-septembre	1 800-2 800 mm/an 4-5 mm/j janvier 6-8 mm/j avril-mai
Végétation	steppes : - graminéennes - chamaephytiques - crassulescentes - succulentes	Scrub épineux épars à graminées annuelles
Coefficient d'Efficacité Pluviale	3,3 kg MS/ha/an/mm	2,7 kg ha/an/mm

L'Afrique de l'Est

Les zones arides de l'Afrique de l'Est se caractérisent par un régime pluviométrique bimodal (pluies équinoxiales de printemps et d'automne) et des températures élevées tout au long de l'année (diagrammes de la Figure 3).

La flore et la faune sont afro-tropicales et ont une parenté certaine avec celles du Sahel. Mais la flore et la faune sont infiniment plus riches qu'au Sahel : la flore phanérogamique des zones arides de l'Afrique de l'Est comprend environ 6 000 espèces contre seulement 1 500 au Sahel, une différence comparable de biodiversité se rencontre chez la faune qu'il s'agisse des mammifères, des reptiles ou des oiseaux. Ce fait est en partie dû à l'intrication géographique des zones arides et non arides qui prévaut en Afrique de l'Est en raison de son relief contrasté et de l'existence de gradients contractés sur de courtes distances, contrairement au Sahel [1].

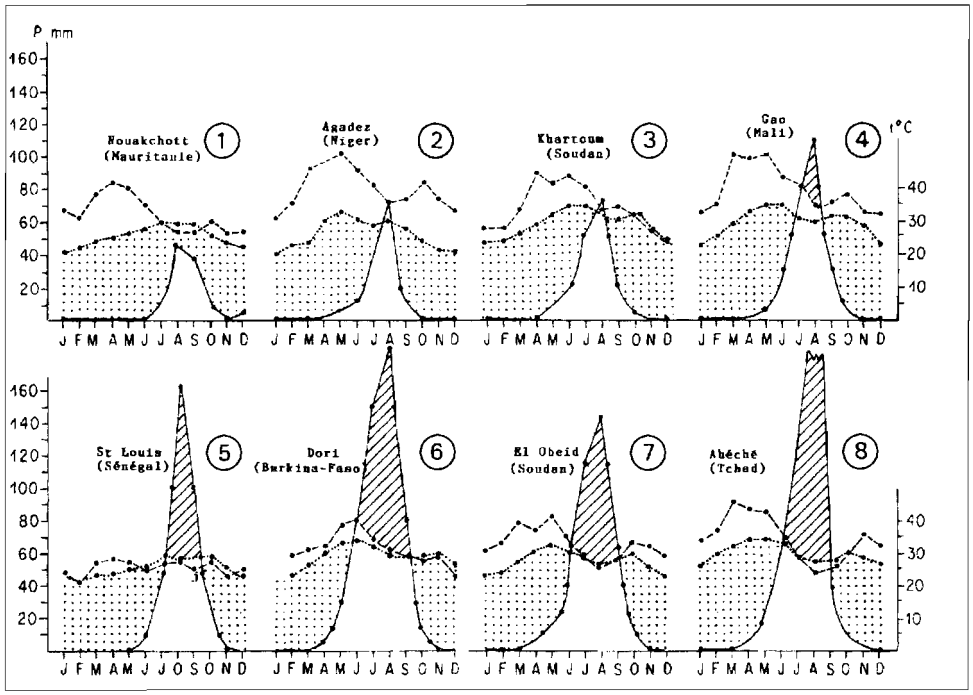


Figure 2.

——— : Pluviosité moyenne mensuelle, mm ;

..... : Température moyenne mensuelle, °C ;

-------- : 0,35 Évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle, mm (calculée selon l'équation standard de Penman).

	Nouakchott	Agadez	Gao	St-Louis	Khartoum	El Obeid	Abéché
Latitude	18°06'N	16°58'N	16°16'N	16°03'N	15°36'N	13°10'N	13°51'N
Longitude	-15°57'	+7°59'	-0°03'	-16°27'	32°33'	30°14'E	20°51'E
Altitude (m)	3	503	260	4	380	570	549
P (mm)	117	145	261	346	158	386	454
T (°C)	26	27,6	29,5	25,2	29,7	26,9	28,8
m (°C)	12,6	11,1	14,1	16,5	16,0	13,5	16
2t	624	662	708	605	713	647	691
0,35 ETP (mm)	790	987	944	603	849	783	813
ETP (mm)	2 258	2 819	2 697	1 724	2 427	2 237	2 325
P/ETP (%)	5,1	9,7	9,7	20	6,5	17,3	19,5
SP	0	30	45	75	20	90	90
SS	365	335	320	290	345	275	275
	Sahara-Tropical	Saharo-Sahélien	Sahélien S.S.	Sahélien S.S.	Saharo-Sahélien	Sahélien S.S.	Sahélien S.S.

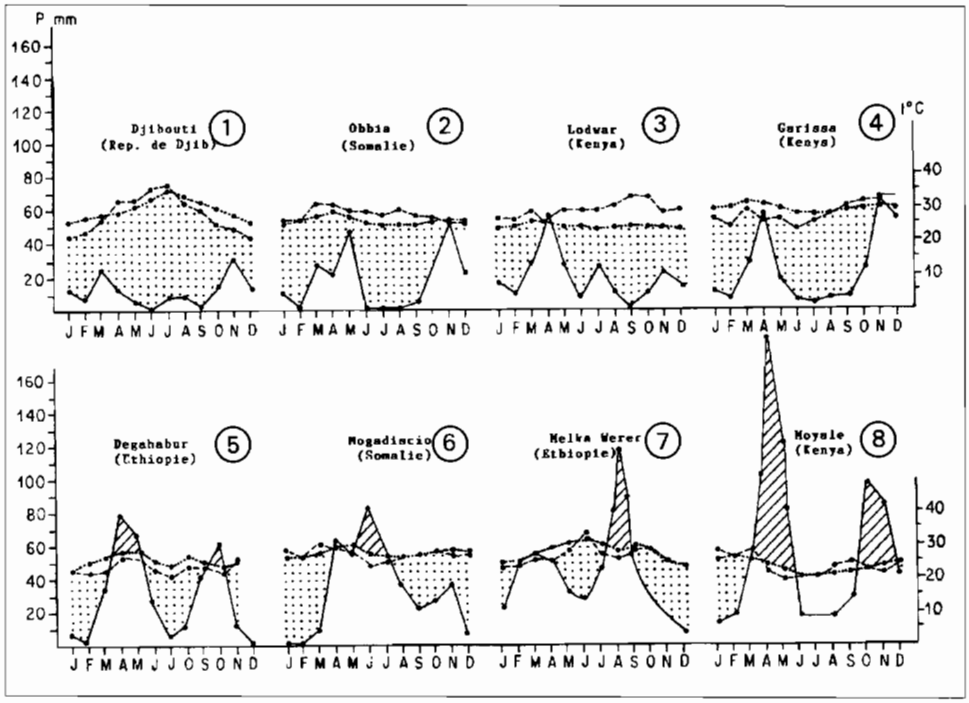


Figure 3.

——— : Pluviosité moyenne mensuelle, mm ;

..... : Température moyenne mensuelle, C ;

-------- : 0,35 Évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle, mm (calculée selon l'équation standard de Penman).

	Djibouti (Djibouti)	Obbia (Somalie)	Lodwar (Kenya)	Garissa (Kenya)	Degahabur (Ethiopie)	Mogadiscio (Somalie)	Melka Werrer (Ethiopie)	Moyale (Kenya)
Latitude	11°36'N	05°20'N	03°07'N	-00°28'S	08°09'N	02°02'N	09°28'N	03°32'N
Longitude	43°09'E	48°34'E	35°37'E	39°38'E	43°33'E	45°21'E	40°23'E	39°03'E
Altitude (m)	7	12	515	147	1 000	9	732	1 097
P (mm)	135	199	220	282	350	394	471	682
T (°C)	30	26,6	29,2	28,6	25,6	27	26,3	22,2
m (°C)	22,8	22,2	22,2	22,1	12,2	23	15,7	18,2
2 t	720	638	701	686	614	648	631	533
0,35 ETP	692	681	775	640	541	636	621	531
ETP	1 978	1 945	2 213	1 829	1 547	1 818	1 775	1 517
P/ETP	6,8	10,2	9,9	15,4	22,6	21,7	26,5	45,0
SP	0	0	15	30	90	90	105	150
SS	365	365	350	335	275	275	260	215

Afrique méridionale

Contrairement aux trois autres régions, les zones arides de l'Afrique méridionale sont très hétérogènes sur le plan bioclimatique puisqu'on y rencontre à la fois des zones méditerranéennes, tropicales et subtropicales, c'est-à-dire à pluies d'hiver, à pluies d'été ou à pluies équinoxiales de printemps et/ou d'automne (Figure 4). Les températures sont fortement affectées par l'altitude et par la latitude. Le Kalahari et la Namibie orientale, par exemple, présentent un climat tropical typique à pluies zénithales monomodales d'été, mais à une altitude d'environ 1000 m, ce qui en fait un milieu très différent du Sahel (la température moyenne annuelle n'y dépasse pas 20 °C contre 28 °C à 30 °C au Sahel ; l'humidité relative moyenne annuelle y est de 70 %, contre 38 % au Sahel, et le déficit de saturation de l'air y est en moyenne de 6 Hpa, contre 24 Hpa au Sahel (Tableau I) [1, 4].

La région aride du Karoo présente une physionomie qui rappelle très fortement les steppes nord-africaines et ibériques ; le bioclimat y est assez comparable à celui des hautes-steppes du Maroc oriental, de l'Algérie et de la Tunisie occidentale, avec un régime pluviométrique bimodal à pluies équinoxiales et des hivers plus ou moins rigoureux. La région méditerranéenne d'Afrique méridionale, située le long de l'océan Atlantique entre le Cap de Bonne-Espérance et la frontière namibienne, à l'embouchure de la rivière Orange, jouit d'un climat particulier avec des pluies d'hiver monomodales et de fréquents brouillards qui apportent 50 à 100 mm d'équivalent pluviométrique et une ETP annuelle de 900 - 1 000 mm contre 1 600 à l'intérieur des terres, ce qui permet la culture commerciale des céréales sous 150-250 mm de pluviosité annuelle [4], rappelant en cela certaines zones littorales du sud-ouest marocain.

Problématique générale

Les zones arides africaines de façon générale sont fortement dégradées par l'érosion et la désertisation. Mais le degré de dégradation varie considérablement d'une région à l'autre et parfois d'une zone à l'autre à l'intérieur d'une même région, en fonction des vicissitudes de l'histoire humaine, de l'ancienneté du peuplement et des variations de sa densité au cours des siècles, mais surtout des avatars de l'histoire récente et actuelle, pour ne pas parler des aléas climatiques.

Les conditions de sol et de végétation, par ailleurs, sont très différentes d'une région à l'autre. C'est ainsi que les sols squelettiques à croûte calcaire ou à encroûtement gypseux et les terres salines couvrent d'immenses superficies dans les steppes nord-africaines et sud-africaines alors qu'elles sont exceptionnelles au Sahel.

Au Sahel, au contraire, se développent des sols bruns et rouges ferrugineux tropicaux, légèrement acides, généralement développés dans des ergs quaternaires, des cuirasses ferrugineuses et des vertisols. Les sols de l'Afrique de l'Est et de l'Afrique méridionale sont très diversifiés : sols à croûtes calcaires et gypseuses, cuirasses ferrugineuses, sols bruns et rouges ferrugineux tropicaux, planosols et sols hérités du volcanisme. Les sables du Kalahari et les steppes limoneuses du Karoo recouvrent une épaisse croûte calcaire du quaternaire ancien.

La végétation des steppes nord-africaines, en grande partie héritée d'une antique forêt xérophile, est maintenant très dégradée par le surpâturage, les défrichements et la culture épisodique et aléatoire des céréales.

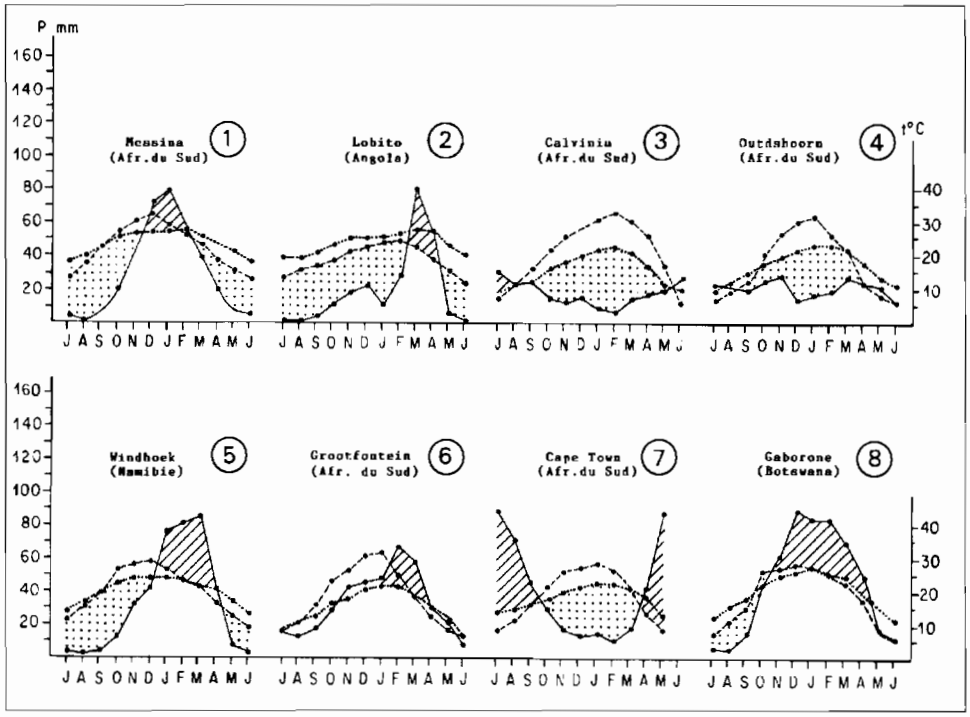


Figure 4.

——— : Pluviosité moyenne mensuelle, mm ;

..... : Température moyenne mensuelle, ° C ;

-------- : 0,35 Évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle, mm (calculée selon l'équation standard de Penman).

	Messina (Afr S.)	Lobito (Angola)	Calvinia (Afr. S.)	Oudtshoorn (Afr. S.)	Windhoek (Namibie)	Grootfontein (Afr. S.)	Cape Town (Afr.S.)	Gaborone (Botswana)
Latitude	22°20'S	12°22'S	31°28'S	33°35'S	22°24'S	31°29'S	33°54'S	24°40'S
Longitude	30°03'E	13°30'E	19°46'E	22°12'E	17°06'E	25°02'E	18°32'E	25°55'E
Altitude (m)	549	3	981	335	1 728	1 263	17	980
P (mm)	340	234	209	254	361	377	506	520
T (°C)	23,4	23,7	16,2	17,7	19	14,4	16,6	20,0
m (°C)	11	16,5	2,2	3,0	6	1,0	7,0	3,6
2t	562	569	389	425	456	346	398	480
0,35 ETP	546	430	523	427	459	424	429	461
ETP	1 560	1 229	1 494	1 220	1 311	1 211	1 225	1 318
P/ETP	21,8	19	14	20,8	27,5	31,1	41,3	39,5
SP	75	60	45	100	105	100	135	185
SS	290	305	320	265	260	265	230	180

La végétation naturelle du Sahel est un scrub à mimosées, c'est-à-dire une savane épineuse très ouverte formée d'arbres et d'arbustes espacés piquetés sur un tapis plus ou moins continu de graminées annuelles. Les défrichements et la culture du mil s'y sont fortement développés depuis la Seconde Guerre mondiale. Les zones arides de l'Afrique de l'Est et de l'Afrique méridionale sont physionomiquement comparables à celles du Sahel avec un certain nombre d'espèces dominantes communes, mais le tapis graminéen y est pérenne et non plus annuel, ce qui constitue une différence capitale du point de vue de leur utilisation par les herbivores, qu'ils soient sauvages ou domestiques. Les steppes chamæphytiques (arbrissellées) du Karoo rappellent beaucoup celles du nord de l'Afrique [4].

Les processus de dégradation, par contre, sont partout les mêmes, seule leur importance relative varie d'une région à l'autre. Ces processus sont essentiellement les suivants :

L'érosion éolienne consécutive à la dénudation de la surface des sols sableux soit par surpâturage, arrachage des ligneux, défrichement et culture ou, plus généralement, une combinaison de ces activités. Il y a un seuil critique de 25 % de recouvrement pérenne (Tableau III et Figures 5-7) [7].

Tableau III. Critères et seuils de vulnérabilité des écosystèmes à la désertisation [7].

Pluviosité moyenne annuelle (mm)	Taux de recouvrement de canopée des pérennes (%)					
	0-1	1-5	5-15	15-25	25-50	> 50
50-100	5	5	4	3	2	1
100-200	5	4	3	2	1	0
200-300	4	3	2	1	0	0
300-400	3	2	1	0	0	0
400-500	2	1	0	0	0	0
500-600	1	0	0	0	0	0

0 = Risque immédiat de désertisation nul ou très faible,
1 = Risque immédiat de désertisation faible,
2 = Risque immédiat de désertisation modéré,
3 = Risque immédiat de désertisation sérieux,
4 = Risque immédiat de désertisation grave à très grave,
5 = Risque immédiat de désertisation total = désertisé.

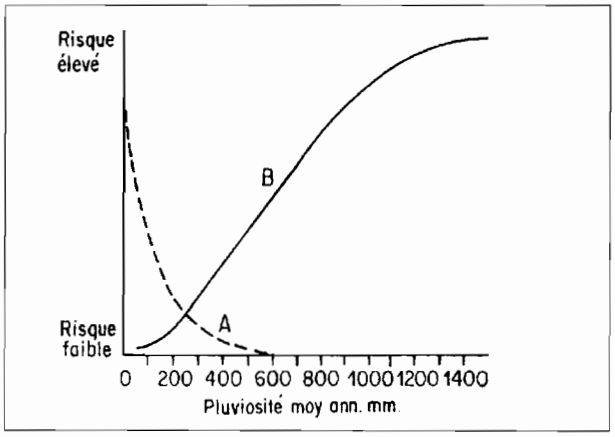


Figure 5. Risques d'érosions hydrique et éolienne, en fonction de la pluviosité moyenne annuelle : A = Érosion éolienne ; B = Érosion hydrique. (Source, OMM, 1983.)

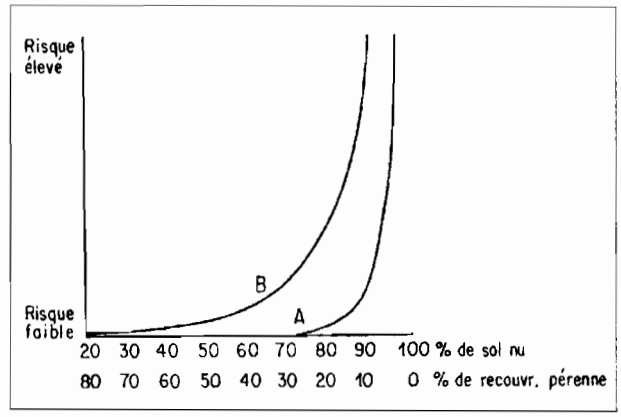


Figure 6. Risques d'érosion shydrique et éolienne, en fonction du recouvrement végétal de canopée (couronne) : A = Érosion éolienne ; B = Érosion hydrique (Source, OMM, 1983).

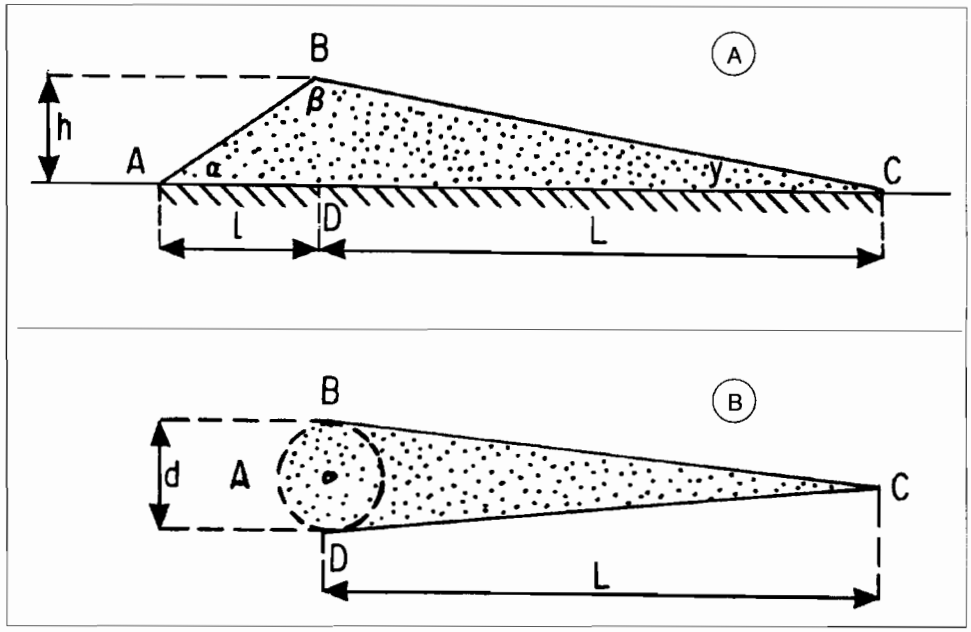


Figure 7. (**A**) Dépôt éolien : profil de flèche de sable mobile (Rebha, pl. Rebhoub) accumulée sous le vent d'un arbrisseau, coupe verticale ; a ≈ 35 ° ; β ≈ 132,5 ° ; y = 12,5 ° ; L = 5 h ; l ≈ 1,5 h ; BC ≈ L ; h ≈ d ≈ 0,2 L ; BD ≈ h ≈ d (Source [7]).

(**B**) Dépôt éolien :

- surface de la projection verticale de la couronne de l'arbrisseau : $Sv = \frac{\pi d^2}{4} = 0,785\, d^2$
- surface du dépôt éolien :

$$SD = \frac{1/2\, \pi d^2}{4} + \frac{dL}{2} = 0,3925\, d^2 + \left(\frac{d \times 5d}{2}\right) = 0,3925\, d^2 + 2,5\, d^2 = 2,89\, d^2$$

$$d@ù : \frac{SD}{SV} = \frac{2,89}{0,785} = 3,68 \approx 4.0 \quad ; \quad \frac{SV}{SD} = \frac{0,785}{2,89} = 0,27 \approx 0,25 \qquad \text{(Source [7]).}$$

L'érosion hydrique résulte de l'élimination partielle ou totale des espèces végétales pérennes ligneuses et/ou herbacées, d'où la dénudation de la surface du sol et la mise en place d'une pellicule de battance limoneuse résultant du battage de la surface du sol par les gouttes de pluie et le remplissage des pores. Cette dénudation provoque aussi la mise en place de pellicules biologiques superficielles constituées d'algues unicellulaires (Cyanophycées) et pluricellulaires, de lichens et parfois de mousses et/ou d'hépatiques. Les pellicules superficielles limoneuse ou biologique rendent la surface du sol plus ou moins imperméable, donc diminuent l'infiltration des eaux de pluie, accroissent le ruissellement et l'érosion et augmentent donc la sécheresse du milieu, l'aridifient. Ces pellicules peuvent se développer sur des sols de texture diverse depuis les sables grossiers dunaires (pellicule biologique) jusqu'aux terres argileuses. La dégradation par salinisation secondaire, commune en zone aride nord-africaine et sud-africaine, est rare au Sahel et peu fréquente en Afrique de l'Est ; c'est essentiellement ici un processus extratropical.

La régénération des terres dégradées par les phénomènes superficiels brièvement mentionnés ci-dessus est toujours difficile. Il convient, pour arrêter les processus ou, encore mieux, les inverser, de supprimer les causes qui ont créé la dégradation ou, au moins, d'en atténuer l'impact. Cela peut être effectué de diverses façons soit naturelles, soit artificielles, soit une combinaison de ces méthodes.

Les processus de dégradation

Généralités

Les processus de dégradation résultent de la réduction ou de la destruction du couvert végétal pérenne et des conséquences directes de celles-ci sur la surface et les horizons supérieurs du sol. Les principaux processus sont les suivants [8] :

Réduction de la production de matière organique et d'incorporation de la litière

a) réduction de la teneur du sol en matière organique ;
b) réduction de la stabilité structurale et fragilisation des agrégats du sol ;
c) compaction du sol par suite de la destruction ou de la fragilisation de la structure ;
d) réduction de la porosité, donc de l'oxygénation, de la perméabilité et de la capacité de stockage en eau ;
e) diminution du nombre, de la biomasse et de l'activité de la microflore du sol : bactéries, actinomycètes, champignons, algues, mycorrhyzes et symbiontes de la rhizosphère ;
f) diminution de la diversité, des effectifs, de la biomasse et de l'activité des :
- microfaune du sol (protozoaires et nématodes),
- mésofaune (collemboles, acariens, enchytréides, myriapodes et petits insectes ou leurs larves) ,
- macrofaune (lombricidés, insectes, notamment fourmis et termites, arachnides, mollusques, crustacés),
- mégafaune (crabes de terre, taupes, rongeurs, lapins, oryctérope).

De ces processus découle une diminution de l'activité biologique du sol : décomposition (détritivores), transformation (saprophytes et saprophages), fixation et synthèse

(bactéries et symbiontes), le ralentissement et l'altération des grands cycles géobiogènes (azote, carbone, eau, soufre, potassium, phosphore) et du flux d'énergie et par conséquent du taux de renouvellement des éléments géobiochimiques, donc de la fertilité et de la productivité des sols et des écosystèmes.

Mise en place d'une pellicule limoneuse de battance

Une pellicule de battance se met en place sur la surface des sols dénudés par l'impact des gouttes de pluie (*rain-drop splash*) ; ce glaçage de la surface du sol est un facteur très important de la dégradation car :

- il réduit considérablement la perméabilité du sol à l'air et à l'eau et donc le stockage de l'eau (dans des proportions de 50 % à 75%) ;
- iI augmente le ruissellement, donc l'érosion hydrique en nappe ou en rigoles ;
- il favorise l'érosion éolienne et le départ de graines et débris organiques, en réduisant la rugosité de la surface ;
- il contribue à la compaction du sol superficiel, réduisant le volume des pores, donc l'aération et les réserves en eau ;
- il empêche mécaniquement la pénétration des graines dans le sol ;
- il réduit ou empêche mécaniquement l'émergence des plantules, donc la régénération de la végétation.

La mise en place d'une pellicule biologique

Elle se forme sur les sols dénudés, surtout les sables grossiers, et est constituée d'algues unicellulaires ou pluricellulaires, notamment de Cyanophycées, d'algues vertes, de lichens, de mousses et parfois même d'hépatiques. Ces "croûtes" biologiques sont imperméables et jouent un rôle comparable aux pellicules limoneuses de battance vis-à-vis de l'eau et de l'air et vis-à-vis de la possibililté d'émergence des plantules [9, 10].

Érosion mécanique sèche

L'érosion mécanique sèche est due à l'entraînement des particules le long des pentes sous l'effet de la pesanteur ; elle résulte de labours répétés sur des sols en forte pente. Ce type d'érosion, souvent sous-estimé, peut atteindre plusieurs dizaines de tonnes par hectare et par an [11].

Érosion éolienne

L'érosion éolienne, notamment sur les sols sableux, peut atteindre 150 à 300 t/ha/an dans les steppes défrichées du nord de l'Afrique, de Mongolie et du Sahel [8, 12-18, 74].

Dépôt éolien

La formation de dunes de sable ou d'argile, résultant de l'érosion éolienne, est un puissant facteur de dégradation susceptible de stériliser de grandes superficies dont la réhabilitation est coûteuse [18].

Érosion hydrique

L'érosion hydrique en nappe, en rigoles, en ravines, et l'érosion souterraine en canaux dans les substrats salifères peuvent atteindre 50-250 t/ha/an sur les marnes salifères dénudées à forte pente. C'est souvent le cas dans les marnes du trias supérieur (Carnien, Rhétien), du Lias (Hettangien, Sinémurien) et du Mio-Pliocène (Vindobonien, Pontien, Plaisancien) [11, 19-21].

Salinisation et sodisation secondaires

La salinisation et la sodisation secondaires sont dues à une mauvaise utilisation du sol : irrigations excessives, drainage défectueux, utilisation d'eaux et de sols impropres à l'irrigation, déforestation des bassins versants [22-25].

Les terres salées et sodiques représentent 98,5 millions d'hectares en Afrique [19], presque toutes ces superficies se trouvent en zone aride et semi-aride. Il y a d'autre part 11,5 millions d'hectares irrigués en Afrique, pour la plus grande partie en zone aride (Egypte 2,6 ; Maroc 1,3 ; Afrique du Sud 1,1 ; Soudan 1,9 Mha). Environ 15 000 hectares sont stérilisés annuellement par la salure secondaire et la sodisation, résultant essentiellement d'un drainage défectueux, y compris par l'utilisation d'eaux très peu salées comme celles du Niger, du Sénégal ou du Nil (moins de 0,1 g/l de résidu sec).

Importance de la dégradation des terres arides en Afrique et dans le monde

La dégradation des terres a fait récemment l'objet d'une étude à l'échelle mondiale [26, 27]. De cette étude résultent les chiffres cités sur les Tableaux IV-IX.

Il convient de noter que l'expression "terres sèches" représente les zones bioclimatiques arides, semi-arides et subhumides sèches, c'est-à-dire entre les isohyètes de 100 à 800 mm approximativement, à l'exclusion des zones désertiques. Il convient aussi de noter que les terres arides *sensu stricto* présentent un taux de dégradation beaucoup plus élevé que l'ensemble examiné au Tableau IV, comme le montrent les Tableaux Va et Vb.

Ces tableaux (IV à IX) appellent les commentaires suivants :

Les chiffres fournis sont discutables dans le détail. Il est par exemple difficile d'admettre qu'il y a peu ou pas d'érosion hydrique ni éolienne forte ou très forte digne d'être mentionnée ; il est également peu réaliste d'écrire qu'il n'y a pratiquement pas de dégradation chimique et physique forte ou très forte, en particulier à propos de salinisation secondaire qui atteint au moins 15 000 ha par an, soit au moins 7 500 km^2 depuis les années 1950.

Mais, d'autre part, les chiffres des tableaux IV à IX résultent d'une étude mondiale qui a duré plusieurs années, coordonnée et publiée par l'ISRIC dans le cadre de projet GLASOD [27]. Ce projet a mobilisé quelque 250 scientifiques dans le monde et constitue la base globale la plus objective actuellement disponible ; elle restera très probablement la référence globale pour de nombreuses années à venir. Ces chiffres, tout imparfaits qu'ils puissent être, ne doivent donc pas être pris à la légère, et c'est pourquoi nous avons cru devoir les reproduire ici, malgré quelques incohérences mineures.

Tableau IV. Dégradation anthropogène des terres sèches d'Afrique et du monde.

	Degré de dégradation									
	Léger		Modéré		Fort		Très fort		Total*	
Zone	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%
Afrique	1 180	9	1 272	10	707	5	35	0,2	3 194	24,5
Monde	4 272	8	4 703	9	1 301	2,5	75	0,4	10 351	20,0

* : total des terres sèches dégradées et % des terres sèches totales

Tableau Va. Degré de dégradation anthropogène par zone bioclimatique dans les terres sèches d'Afrique [19, 26, 27].

	Degrés de dégradation					
	Léger et modéré		Fort et très fort		Total	
Zone bioclimatique	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%
Subhumide sèche	252	9,5	121	4,5	373	25,7
Semi-aride	699	63,8	396	36,2	1 095	37,1
Aride	1 501	87,1	223	12,9	1 725	48,3
Total	2 452	76,8	740	23,2	3 194	40,1

Tableau Vb. Degré de dégradation hydrique anthropogène dans les régions sèches d'Afrique [26, 27].

	Degré de dégradation					
	Léger	Modéré	Fort	Très fort	Total	% zone
Zone	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	
Afrique du Nord	86	48	17	0	151	10
Sahel/Soudan	975	247	182	22	1 426	17,8
Afrique du Sud	20	125	309	0	454	15,3
Afrique de l'Est	19	25	30	0	74	19,5
Total	1 100	445	538	22	2 105	16,4

Tableau VIa. Importance et degré d'érosions hydrique et éolienne dans les terres sèches d'Afrique [26, 27].

	Faible	Modérée	Forte	Très forte	Total
	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)
Érosion hydrique	285	366	515	25	1 191
Érosion éolienne	781	742	66	10	1 599
Total	1 066	1 108	581	35	2 790

Tableau VIb. Degré d'érosion éolienne dans les régions sèches d'Afrique [26, 27].

	Degré d'érosion éolienne					
	Léger	Modéré	Fort	Très fort	Total	% zone
Zone	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	
Afrique du Nord	180	88	0	0	268	1,8
Sahel/Soudan	1 562	995	49	8	2 614	32,6
Afrique du Sud	57	161	41	0	259	8,8
Afrique de l'Est	2	0	0	0	2	0,5
Total	1 801	1244	90	8	3 143	24,4

Tableau VIIa. Importance et degré de dégradations chimique et physique dans les terres sèches d'Afrique [26, 27, 71].

	Légère	Modérée	Forte	Très forte	Total
	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)
Dégradation chimique	102	104	59	0	265
Dégradation physique	12	60	67	0	139
Total	114	164	126	0	404

Tableau VIIb. Degré de dégradation chimique dans les régions sèches d'Afrique [26, 27].

	Degré de dégradation chimique					
	Léger	Modéré	Fort	Très fort	Total	% zone
Zone	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	
Afrique du Nord	38	17	0	0	55	3,6
Sahel/Soudan	256	88	50	0	394	4,9
Afrique du Sud	22	3	1	0	26	0,9
Afrique de l'Est	17	8	10	0	35	10,0
Total	333	116	61	0	510	4,0

Tableau VIIc. Degré de dégradation physique des sols dans les régions sèches d'Afrique [26, 27].

	Degré de dégradation physique					
	Léger	Modéré	Fort	Très fort	Total*	% zone
Zone	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	Superf. (10^3 km^2)	
Afrique du Nord	47	10	0	0	57	3,8
Sahel/Soudan	187	87	31	0	305	3,8
Afrique du Sud	12	11	41	0	64	2,2
Afrique de l'Est	2	28	10	0	30	7,9
Total	248	136	72	0	456	3,5

Tableau VIII. Importance relative des superficies atteintes par diverses formes de dégradation dans les terres sèches d'Afrique [19, 26, 27].

	Terres dégradées		Total terres sèches	
	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%
Érosion hydrique	1 191	37,3	-	15,0
Érosion éolienne	1 599	50,0	-	20,1
Dégradation chimique	265	8,3	-	3,3
Dégradation physique	139	4,4	-	1,7
Total	3 194	100,0	7 970	40,1

Tableau IXa. Causes indirectes de la dégradation des terres sèches d'Afrique [19, 26, 27].

Déforestation		Surpâturage		Culture		Surexploitation		Total	
Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%	Superf. (10^3 km^2)	%
186*	5,8*	1 846*	57,9*	622*	19,5*	540*	16,8*	3 194*	40,1*
320**	10**	2 076**	65**	800**	25**	-	-	-	-

* : [26, 27]

** : [19]

Tableau IXb. Causes de la dégradation des sols en Afrique en fonction des zones bioclimatiques [26, 27].

Zones bioclimatiques	Surpâturage Superf. (10^3 km^2)	Culture Superf. (10^3 km^2)	Surexploitation Superf. (10^3 km^2)	Déforestation Superf. (10^3 km^2)	Total Superf. (10^3 km^2)
Aride	1 199	111	420	39	1 769
Semi-aride	619	338	117	76	1 150
Subhumide sèche	126	155	18	105	404
Total	1 944	604	555	220	3 323
%	58,5	18,2	16,7	6,6	100,0

Tableau IXc. Causes de dégradation des sols dans les régions sèches d'Afrique [26, 27].

	Surpâturage Superf. (10^3 km^2)	Culture Superf. (10^3 km^2)	Surexploitation Superf. (10^3 km^2)	Déforestation Superf. (10^3 km^2)	Total Superf. (10^3 km^2)
Afrique du Nord	277	86	2	43	408
Sahel/Soudan	1 188	348	542	163	2 241
Afrique du Sud	440	128	11	7	586
Afrique de l'Est	39	42	0	7	88
Total	1 944	604	555	220	3 323
%	58,5	18,2	16,7	6,6	100,0

- Il s'agit de dégradation des sols et non de dégradation du milieu, c'est-à-dire de la végétation et des "terres". L'évaluation de la dégradation de la végétation et des "terres" aboutirait à des chiffres beaucoup plus élevés, se situant vraisemblablement entre 80 % et 90 % de l'ensemble des terres sèches d'Afrique, soit plus du double des chiffres des Tableaux IV à IX. Ces chiffres atteindraient près de 100 % pour la seule zone aride, où il n'existe virtuellement plus de surfaces non dégradées en dehors des zones protégées (parcs, réserves, etc). L'érosion éolienne (Tableau VI) intéresse essentiellement la zone aride *sensu stricto*.

- La dégradation chimique concerne la salinisation et la sodisation secondaires, principalement, mais pas seulement en zone extratropicale ; en zone intertropicale, elle est surtout constituée par la sodisation des grands périmètres irrigués (vallée du fleuve Sénégal, Office du Niger, pourtour du lac Tchad, Djezira du Soudan, bassin de l'Awash), et la perte en éléments fertilisants (Sahel, zone soudanienne, Kalahari) et, occasionnellement, l'acidification.

- La dégradation physique est due à l'excès d'eau temporaire ou permanent, la compaction, l'encroûtement superficiel par pellicule de battance ou pellicule biologique, la déstabilisation structurale par appauvrissement en matière organique résultant de divers processus, oxydation excessive par labours répétés, lessivage dans les sols très drainants, sodisation et dispersion de Na^+ et/ou Mg^{++}.

- Les causes indirectes de dégradation indiquées au Tableau IXa proviennent de deux évaluations indépendantes. Bien que non strictement comparables, elles aboutissent à des ordres de grandeur similaires ; l'une insiste davantage sur le surpâturage, et l'autre sur la mise en culture. En fait, l'importance relative de ces causes varie beaucoup d'une région à l'autre : en Afrique de l'Est et du Sud, c'est surtout le surpâturage qui engendre la dégradation, tandis qu'en Afrique du Nord c'est surtout la mise en culture ; au Sahel, la cause principale fut longtemps le surpâturage, mais la mise en culture prend une importance croissante.

- La comparaison de deux zones assez semblables du point de vue écologique, les steppes du nord de l'Afrique et le Karoo d'Afrique du Sud, aboutit aux chiffres du Tableau X [4]. Ces chiffres sont comparables, car ils ont été obtenus selon la même méthodologie, par mesure sur de grands systèmes hydrauliques et le cubage des alluvions derrière les barrages. Ils montrent que le ruissellement est 35 % plus élevé dans le Karoo et l'érosion 4,2 fois plus forte en Afrique du Nord. Comme la géomorphologie et la végétation des deux régions sont tout à fait comparables, cette différence peut s'interpréter par l'utilisation du sol. Les cultures en sec sont interdites et pratiquement inexistantes dans le Karoo, tandis qu'elles couvrent, avec leur jachères, au moins 50 % des zones arides nord africaines. La densité du cheptel est de 1 mouton pour 4 ha dans le Karoo et de 1 mouton par hectare dans les steppes nord-africaines. La phytomasse pérenne est en moyenne de l'ordre de 1 500 kg MS/ha dans le Karoo et inférieure à 500 kg MS/ha dans les steppes nord-africaines. Le recouvrement pérenne de canopée est de l'ordre de 30%-50 % au Karoo et 5 % à 10 % en Afrique du Nord. Ces faits suffisent amplement à expliquer les différences d'érosion observées.

Tableau X. Ruissellement et érosion hydrique dans les steppes du Karoo et de l'Afrique du Nord.

	Superficie ha	Pluv. mm	Ruissellement % pluv. ann.	Érosion hydrique kg/ha/an	Densité popul. P/km^2
Karoo	500 000	100-400	4,6	1 500	≅ 5
Afrique du Nord	620 000	100-400	3,4	5 200	≅ 50

Causes indirectes de la dégradation

Elles ont été souvent analysées. Il s'agit essentiellement de la pression croissante, de façon exponentielle, de l'homme et de ses animaux sur des écosystèmes fragiles et instables. Cette pression n'est pas compensée par des techniques améliorées de gestion des terres et des écosystèmes, tels que l'ajustement de la charge animale à la productivité des parcours, le pâturage différé, la fertilisation des terres agricoles, la culture en courbes de niveau, les dispositifs anti-érosifs etc.

Certains groupes ethniques africains ont mis au point des techniques conservatoires des terres telles que la culture en terrasse, et toutes les techniques de l'agroforesterie. Mais ces techniques ont, d'une part, peu émigré en dehors de leurs aires d'origine et, d'autre part, elles ne suffisent parfois plus à "absorber" l'excès de population, car la densité de population s'est multipliée par un facteur de 6 à 8 depuis le début du siècle et par un facteur de 4 à 5 depuis 1950 (Figures 8 et 9).

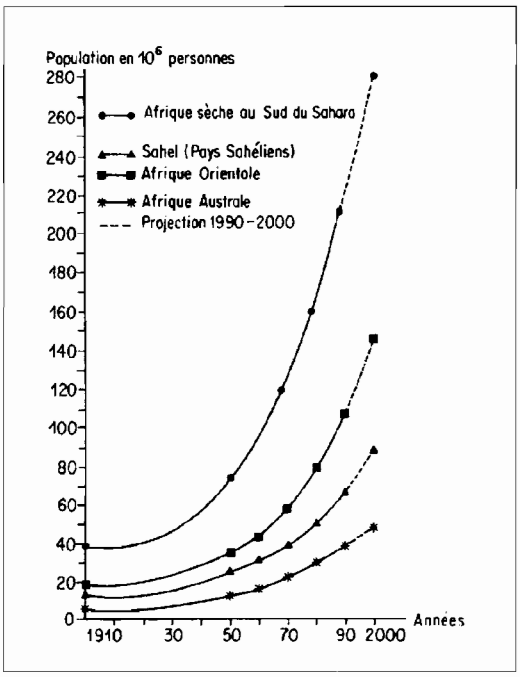


Figure 8. Évolution des populations humaines dans les zones arides africaines au sud du Sahara ; les données entre 1900 et 1940 sont estimées. Sources variées, dont les *Annuaires de production* de la FAO, à partir de 1950.

Ces causes indirectes aboutissent à la réduction du couvert végétal pérenne et de la phytomasse de la végétation naturelle et/ou des cultures et la dénudation, fréquente ou permanente, de la surface du sol par les activités suivantes (Figures 5 à 18) :

- surpâturage, densités de bétail 4 à 5 fois supérieures à la charge d'équilibre (Figures 10-17).

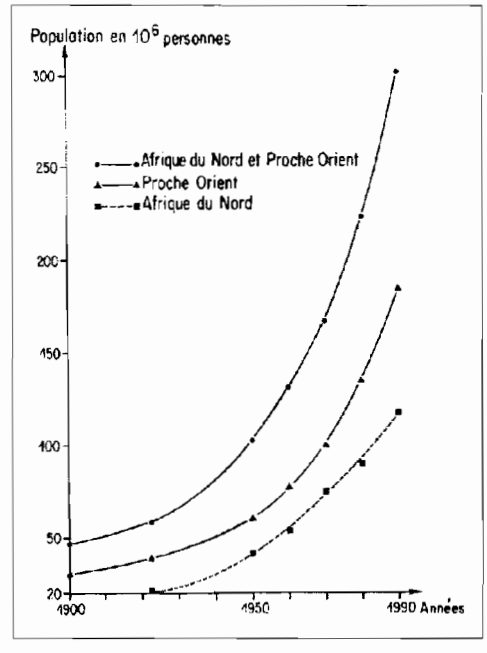


Figure 9. Évolution des populations humaines en Afrique du Nord et au Proche-Orient entre 1900 et 1990. Les chiffres de 1900 sont estimés. (Sources diverses dont les *Annuaires de production* de la FAO, depuis 1950.)

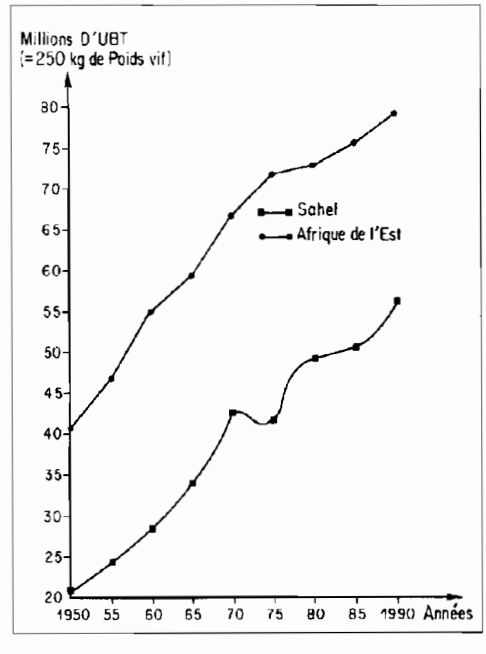


Figure 10. Évolution des populations de bétail au Sahel et en Afrique orientale entre 1950 et 1990. (Source *Annuaires de production* de la FAO.) Facteurs de conversion : Bovins : 0,81; Camelins : 1,16 ; Asins : 0,53 ; Ovins : 0,18 ; Caprins : 0,16.

Proportions des différentes espèces (en UBT Equiv.).

	Afrique orientale		Sahel	
	1950	1990	1950	1990
Bovins (%)	68	67	58	62
Camelins (%)	7	8	12	10
Asins (%)	3	3	4	2
Ovins (%)	10	12	13	17
Caprins (%)	12	10	13	9

♦——♦ : Sahel : Burkina Faso, Mali, Mauritanie, Niger, Sénégal, Soudan, Tchad

•——• : Afrique orientale : Djibouti, Ethiopie Erythrée, Kenya, Somalie, Tanzanie, Ouganda.

Sources : *Annuaires deProduction* de la FAO.

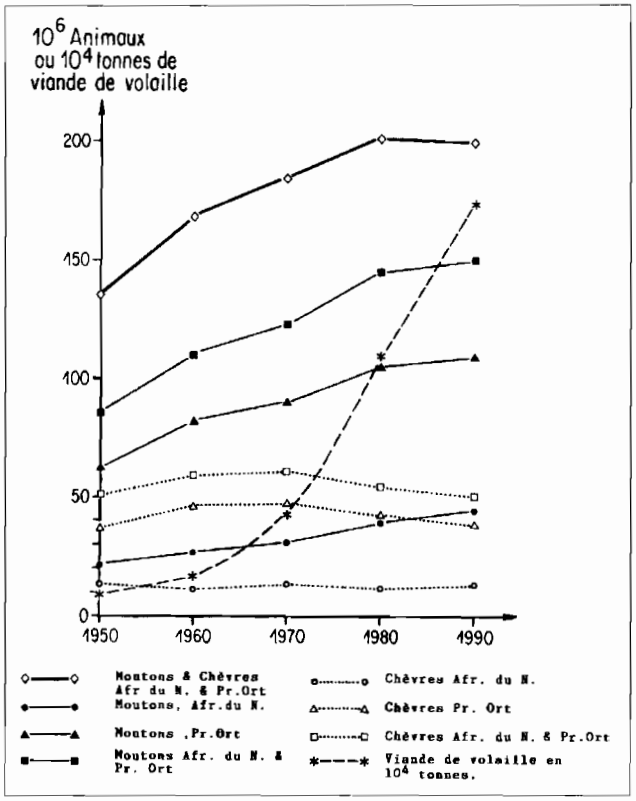


Figure 11. Évolution des effectifs de Petits Ruminants en Afrique du Nord et au Proche-Orient ; Évolution comparée de la production de viande de volaille, pour l'ensemble des deux régions (identique dans les deux cas). Source : *Annuaires de production* de la FAO.

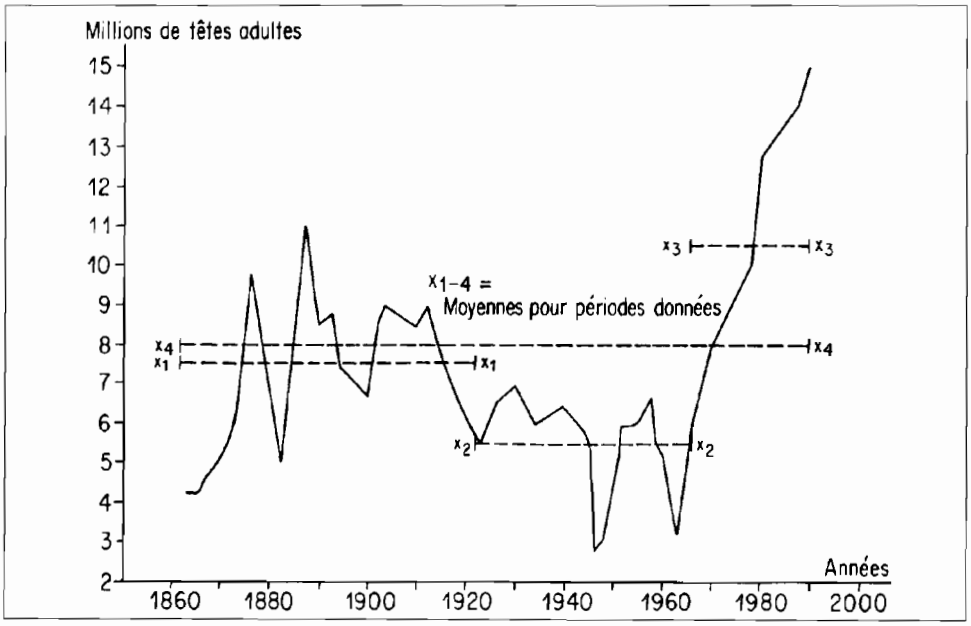


Figure 12. Variation des effectifs Ovins en Algérie de 1863 à 1990. (Sources officielles gouvernementales.)

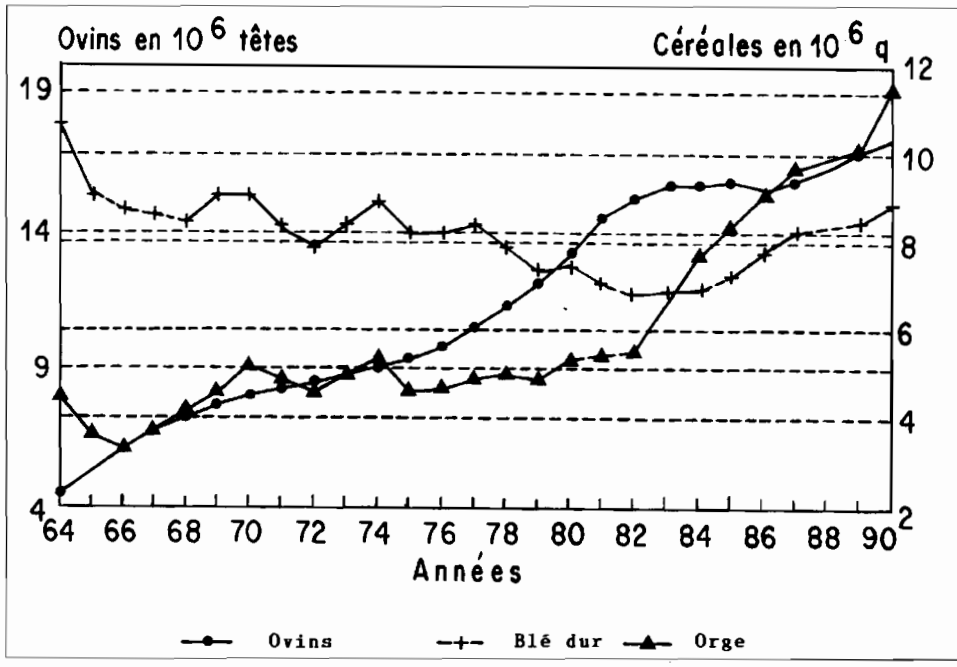


Figure 13. Évolution du cheptel Ovin et des récoltes de céréales en Algérie de 1964 à 1990, en 10^6 têtes et 10^6 quintaux. (Source : Office national de la statistique. D'après A. Aïdoud, 1993.)

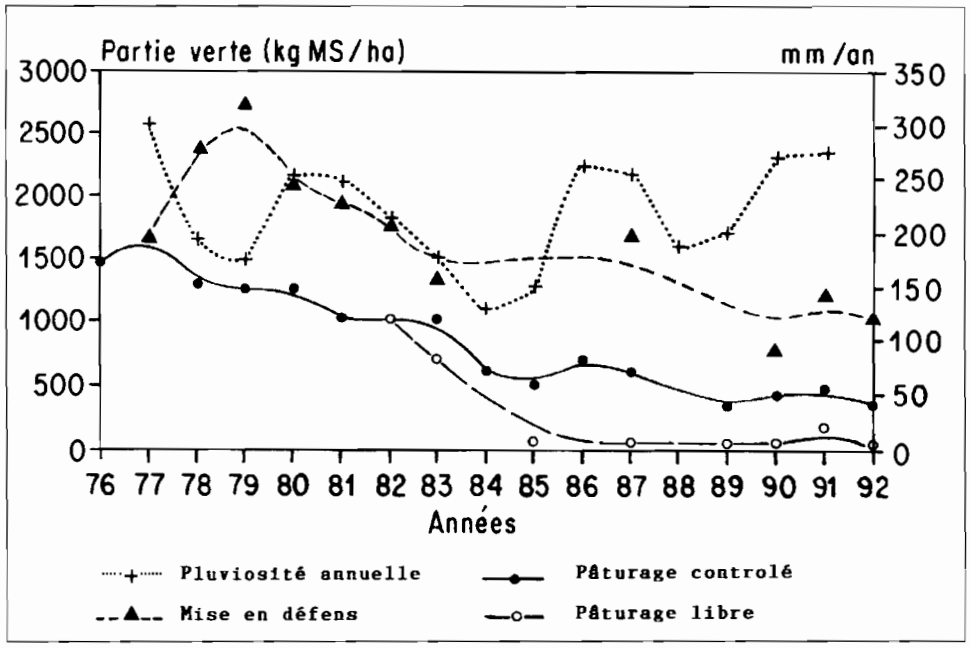


Figure 14. Évolution de la phytomasse aérienne de *Stipa tenacissima* soumis à 3 régimes différents de pâturage entre 1976 à 1992. Station de Rogassa. Hautes plaines steppiques d'Algérie. (D'après A. Aïdoud, 1993.)

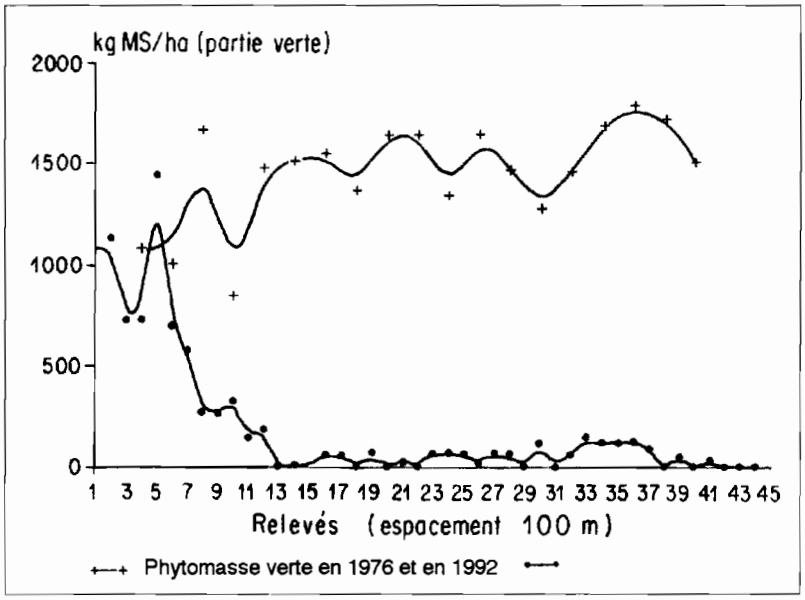


Figure 15. Transect d'une steppe d'alfa (*Stipa tenacissima L.*) sur une distance de 4 500 m. 1-6 mise en défense 6 ; Niveau de la clôture. En 15 ans, la phytomasse pérenne a diminué de 1 500 kg ms/ha à 0,0 dans la zone non clôturée. (D'après A. Aïdoud, 1993.)

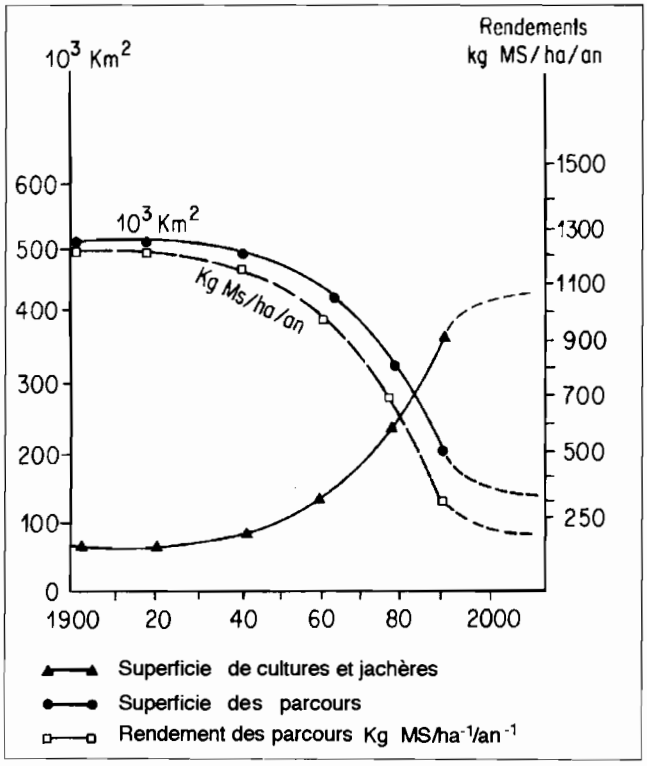


Figure 16. Évolution de l'utilisation des terres dans les zones arides de l'Afrique du Nord de 1900 à 1990 et projections pour l'an 2000. Source [19].

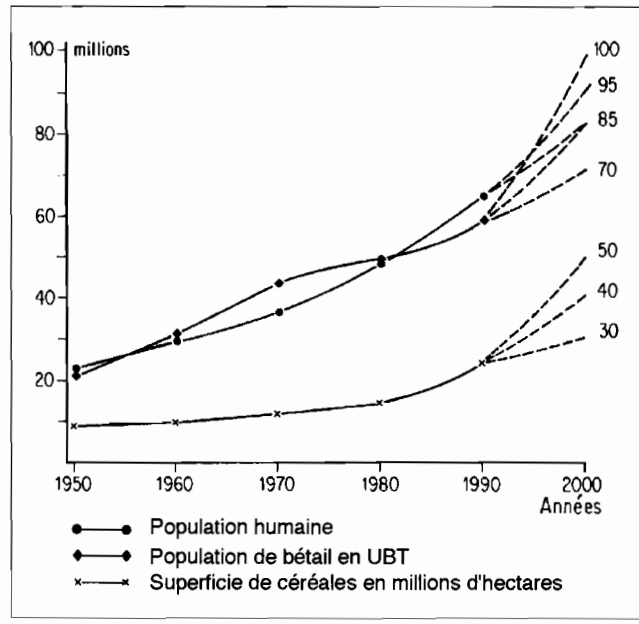


Figure 17. Évolution des populations humaines et animales et des superficies de culture céréalière pluviale dans les pays sahéliens de 1950 à 1990 et projection pour l'an 2000. (Source : *Annuaires de production* de la FAO.) Pays Sahéliens : Burkina Faso, Mali, Mauritanie, Niger, Sénégal, Soudan, Tchad. UBT - Equivalents : Bovins : 0,81 du poids moyen de population ; Camelins 1,16 ; Anes : 0,53 ; Ovins : 0,18 ; Caprins : 0,16. UBT = 250 kg de poids vif de Bovin.

- défrichements et culture généralisée des terres profondes [8, 12, 16],
- collecte excessive des espèces ligneuses [8, 12, 16],
- déforestation [29, 30],
- réduction ou suppression de la jachère donc de la teneur des sols cultivés en matière organique et de leur fertilité, ce qui nécessite d'agrandir les superficies cultivées par de nouveaux défrichements pour récolter une quantité donnée de produits agricoles par famille [6, 28],
- gestion inappropriée des terres irriguées : excès d'irrigation, défaut de drainage, salinisation et alcalihisation secondaire [19].

La remontée biologique

La remontée biologique [8, 20, 34] est une succession de processus inverses de ceux de la dégradation ; comme celle-ci, elle peut s'accélérer par auto-catalyse, mais ici en une spirale fonctionnelle progressive. Tout part de la progression de la couverture végétale et de la phytomasse, principalement pérenne, l'accroissement de la couverture et de la phytomasse engendre une production accrue de litière, puis de matière organique incorporée dans le sol. L'incorporation de la matière organique dans le sol a des conséquences de première importance sur la stabilité structurale, donc l'aération du sol et sa perméabilité. Une plus grande perméabilité réduit le ruissellement et augmente la capacité de stockage en eau et les réserves hydriques, donc une meilleure production primaire. D'un autre côté, la matière organique favorise le développement de la microflore, de la micro, meso, macro, et mégafaune, le taux de renouvellement des éléments géobiogènes, donc la

fertilité, et la productivité de l'écosystème s'accroît. La productivité d'un écosystème aride donné peut ainsi être multipliée par un facteur de 3 à 10 en quelques années [4, 17, 30-37].

Régénération et mise en valeur

Généralités

Les terres dégradées peuvent, le plus souvent, être régénérées et réhabilitées par un certain nombre de techniques d'amélioration foncière et de gestion rationnelle. Ces techniques font appel à des processus naturels ou artificiels, ou une combinaison de ceux-ci ; ces techniques peuvent être légères ou lourdes, les unes et les autres se rencontrent dans les systèmes traditionnels mis en place au cours des siècles par la sagesse paysanne ou pastorale. Il demeure néanmoins un principe intangible à la base de toute réhabilitation : les causes qui ont amené la dégradation doivent impérativement être interrompues, ou du moins très substantiellement mitigées, puis la gestion doit être rationnalisée, sinon il ne peut y avoir de régénération ni de réhabilitation durables.

Régénération naturelle

Les techniques naturelles sont essentiellement la mise en défens et la jachère qui permettent la remontée biologique des milieux dégradés.

La mise en défens, c'est-à-dire la protection d'un territoire ou d'une parcelle contre l'homme et/ou les animaux domestiques, est bien connue et fut pratiquée pendant des siècles à l'image de l'"Agdal" en Afrique du Nord ou du système du " Hema" au Proche-Orient et en Arabie.

Le résultat de la mise en défens est souvent spectaculaire au cours des premières années ; on peut voir réapparaître des espèces qu'on croyait disparues, notamment les plus utiles, c'est-à-dire les plus recherchées par l'homme (alimentaires, médicinales, artisanales, etc.) et par ses animaux (les meilleures espèces fourragères). Mais la mise en défens, pour être efficace, ne doit pas être prolongée inconsidérément car elle constitue aussi, d'une certaine façon, un gaspillage de ressources, au-delà d'un certain stade dynamique où l'évolution de la végétation tend à se stabiliser. Par ailleurs, il faut aussi noter que la mise en défens n'est pas toujours efficace, en particulier dans les cas suivants :

- lorsque le milieu est très dégradé et que les porte-graines d'espèces pionnières utiles ont disparu et/ou que la surface du sol est scellée par un glaçage limoneux continu (pellicule de battance) ;
- lorsqu'il existe une pellicule biologique qu'il faut briser ;
- lorsque la zone dégradée a été envahie par des espèces indésirables agressives, souvent des espèces plus ou moins rudérales [38, 39].

Dans ces deux cas, il est impératif de recourir à des techniques d'amélioration artificielle, telles que des façons culturales, sous-solage avec ou sans resemis, ou la plantation d'espèces ligneuses : arbres et/ou arbustes. La mise en défens, par ailleurs, ne constitue pas nécéssairement une action légère et peu coûteuse : il faut souvent recourir à la clôture et/ou au gardiennage. Les clôtures peuvent être temporaires ou permanentes, mortes

(fils de fer, zeribas, branchage épineux) ou vives (haies d'épineux : *Cactus, Agave, Acacia, Prosopis,* Jujubier, *Parkinsonia, Balanites, Rhus*, Euphorbes cactoïdes, *Commiphora,* ssp, *Dovalys* , etc.). La mise en défens n'est donc pas une panacée, mais elle peut aussi être efficace et peu coûteuse. Les haies vives peuvent, de plus, servir au compartimentage des pentes, et à la lutte contre l'érosion. La mise en défens implique aussi, nécessairement, l'accroissement de la pression anthropozoïque dans les zones voisines ; il convient donc, sauf le cas particulier de périmètres de protection, de pratiquer une mise en défens rotative telle que dans les systèmes traditionnels du Hema et de l'Agdal. Une durée supérieure à cinq ans devrait être exceptionnelle.

La jachère, pratiquée traditionnellement dans toutes les régions africaines, permet de regénérer la fertilité des terres cultivées après une ou plusieurs années de culture ininterrompue. La restauration de la fertilité est obtenue par le supplément de matière organique dû aux espèces spontanées et les déjections des animaux au pâturage. Cette restauration concerne l'enrichissement chimique et la régénération de la structure, donc de la perméabilité et des réserves en eau [6, 28]. La jachère peut être améliorée par l'introduction de légumineuses fourragères *Medicago* spp, *Lupinus* ssp, *Ornithopus* ssp et *Trifolium subterraneum* en zone méditerranéenne et *Stylosanthes hamata, Stylosanthes* spp, *Lablab purpureus Macroptilium atropureum, Macrotyloma lathyroides, Vigna unguiculata* en zone tropicale, là où la pluviosité annuelle dépasse 400 mm. Ce point sera repris au paragraphe suivant.

La durée de la jachère est très variable, elle dépend à la fois du milieu et de la pression anthropozoïque sur les terres. L'introduction de légumineuses permet de la raccourcir sans inconvénient du point de vue de la fertilité, ou bien de la supprimer et de la remplacer par une culture fourragère à base de légumineuses [31, 32, 45-48].

Régénération naturelle assistée

La régénération naturelle peut être accélérée considérablement par des travaux affectant la surface du sol qui en augmentent la rugosité, favorisent le piégeage des graines et la perméabilité d'où les réserves en eau. Le piégeage des graines et débris organiques peut aussi être efficacement organisé, de façon économique, par l'épandage de branchages d'épineux à la surface du sol (*Ziziphus* spp, *Balanites, Acacia senegal, A. laeta, A. tortilis, A. seyal, A. ehrenbergiana, Commiphora africana, Faidherbia albida,* etc..) [4, 6, 20, 21, 47-50]

En zone tropicale ces branchages disparaissent (consommés par les termites, dégradés par les champignons) après la deuxième ou la troisième saison des pluies après avoir rempli leur office.

La rugosité du sol et l'infiltration de l'eau de pluie peuvent être assurées par des sillons ou des scarifiages plus ou moins espacés, plus ou moins perpendiculaires à la pente. Ces sillons peuvent être tracés à la charrue, avec des cultivateurs ou par un sous-solage léger. Dans d'autres cas, on préfère des bandes alternées traitées en labour léger, hersage lourd, passage de rouleau culti-paker, de cultivateurs ou de basin-lister. Ce dernier outil est un soc ou un disque monté sur un excentrique (came) qui permet de creuser des petites cuvettes de, par exemple, 50 x 25 x 15 cm.

Ces techniques "douces" sont très efficaces, notamment dans les pâturages très dégradés du Sahel où la productivité peut ainsi passer dès la première année de 200 à 1 000 kg

MS par ha. Sous des pluviosités moyennes annuelles de 200 à 300 mm, une bonne régénération du tapis herbacé peut ainsi s'obtenir au bout de trois à quatre ans. Mais la régénération de la strate ligneuse nécessite une protection d'au minimum cinq ans [51, 52].

Des techniques plus "lourdes" consistent à construire des bourrelets de terre (tabias en Afrique du Nord) en courbes de niveau pour arrêter le ruissellement, ou à dresser des lignes de grosses pierres perpendiculaires à la pente (débris de croûte ou de cuirasse). Ces techniques, beaucoup plus coûteuses, limitent le ruissellement et l'érosion hydrique en nappe. Elles peuvent être renforcées ou non par des plantes établies artificiellement (graminées pérennes cespiteuses, arbustes).

Toutes ces techniques sont cependant de peu d'effet si la gestion des terres n'est pas améliorée simultanément en ajustant par exemple la charge des parcours, en contrôlant l'accès des troupeaux et en évitant les labours intempestifs.

Réhabilitation artificielle

La régénération artificielle revêt deux aspects principaux : le resemis d'espèces herbacées et l'installation d'espèces ligneuses spontanées ou exotiques et, accessoirement, la fertilisation chimique.

Resemis des pâturages arides

Le resemis des pâturages est une opération difficile en zone aride en raison de la variabilité des précipitations. Elle a rarement donné lieu à des succès à l'échelle agronomique dans les zones où la pluviosité moyenne annuelle n'atteint pas 400 mm tant au nord qu'au sud du Sahara [4, 16, 17, 23, 28, 31, 32, 40-45, 53-55]. En quarante ans nous n'avons observé que trois cas en zone aride méditerranéenne, en dépit de dizaines de tentatives avec des espèces xérophiles : à Midelt, au Maroc (280 mm, 1 800 m d'altitude "m" = - 2), à Homand, en Iran (325 mm, 1 900 m d'altitude, "m" = - 9,9), et à Enfidaville, en Tunisie (350 mm, 50-200 m d'altitude, "m" = 6).

Dans les deux premiers cas, il s'est agi de resemis de steppes d'armoise blanche dans les zones à hivers très froids et neigeux avec des graminées pérennes (*Agropyrum desertorum, A. cristatum*). Dans le troisième cas, il s'est agi de resemis plus ou moins réussis d'*Agropyrum elongatum*, en 1960, puis de *Hedysarum carnosum* en 1982-1983.

Par contre, à l'échelle expérimentale de quelques dizaines de m^2 quelques succès relatifs ont été enregistrés, notamment par l'utilisation d'espèces locales comme *Atriplex glauca, Artemisia herba alba, Hedysarum carnosum, Trifolium subterraneum, Medicago* spp., *Cenchrus ciliaris* [17, 20, 31, 34, 45, 46, 53, 54]. Mais aucun succès technique dans ce domaine n'a pu surmonter une analyse économique. De plus, aucun pays africain n'a pu maîtriser le problème essentiel de la production de semences pour parcours [56].

Fertilisation des parcours

La fertilisation terrestre ou aérienne des parcours avec des engrais chimiques a été souvent tentée, rarement avec succès ; de plus, elle n'est jamais rentable en zone aride, même aux États-Unis où elle a été souvent essayée.

Resemis des pâturages semi-arides

Il en va tout différemment en zone semi-aride entre les isohyètes annuelles de 400 et 600 mm, tant au nord qu'au sud du Sahara. Des milliers d'hectares de pâturages ont été semés en Tunisie du Nord de 1962 à 1967, surtout à base de clones locaux de *Festuca arundinacea, Oryzopsis miliacea, Oryzopsis holciformis, Phalaris truncata, Ph. tuberosa* (= *Ph. aquatica* = *Ph bulbosa*), *Medicago sativa, Hedysarum coronarium, Onobrychis viciifolia, Trifolium subterraneum, Sanguisorba minor* [17, 31-33, 44, 45]. Ces espèces sont susceptibles de produire dans ces conditions 2 000 à 10 000 kg de MS/ha/an, en culture sèche.

Au Sud du Sahara et au Kenya des succès agronomiques ont été enregistrés entre les mêmes isohyètes avec *Stylosanthes hamata, S. humilis, S. fruticosa, Macroptylium atropurpureum, Macrotyloma lathyroides, Andropogom gayanus, Cenchrus ciliaris* [6, 28, 40-43, 51, 52, 56]. Les rendements obtenus varient également de 2 000 à 10 000 kg MS/ha/an.

Les techniques d'installation de pâturages semés relèvent de l'agronomie conventionnelle : préparation du sol, semailles, fertilisation, désherbage puis exploitation rationnelle et rotative. Les techniques de production de graines pour pâturages semi-arides ont été maîtrisées en Tunisie dès 1965 avec une production de 200 tonnes de semences de Fetuque locale, Luzerne, Sainfoin, Trèfles, *Phalaris, Oryzopsis,* Pimprenelle, etc. [56].

La technique californienne de semis aérien de pâturages semi-arides dans les cendres après un incendie provoqué et contrôlé (*Prescribed burning*) n'a jamais été pratiquée en Afrique, à notre connaissance, quoiqu'elle soit considérée comme efficace et économique en Californie.

L'établissement artificiel d'espèces ligneuses
Agroforesterie et Sylvopastoralisme de zone aride

Contrairement au resemis d'espèces herbacées dans les parcours arides, l'établissement d'espèces ligneuses spontanées et exotiques s'est beaucoup développé dans les zones arides mondiales, y compris en Afrique. Il y a actuellement en Afrique 2 à 3 millions d'hectares de ligneux fourragers plantés en sec, sans parler des 2 millions d'hectares d'arbres fruitiers (Olivier, Amandier, Abricotier, Palmier, Figuier, Grenadier) [4, 17, 22-24, 32, 35-37, 48, 57-61].

Parmi les espèces fourragères les plus utilisées en zone aride, nous avons les suivantes :

Afrique extratropicale (du Nord et du Sud)

- *Opuntia ficus-indica*	(Afrique du Nord)	500 000 ha
- *Opuntia robusta*	(Afrique du Sud)	150 000 ha
- *Opuntia fusicaulis*	(Afrique du Sud)	50 000 ha
- *Agave americana*	(Afrique du Sud)	100 000 ha
- *Atriplex nummularia*	(Afrique du Nord)	100 000 ha
- *Atriplex nummularia*	(Afrique du Sud)	500 000 ha
- *Atriplex halimus*	(Afrique du Nord)	10 000 ha
- *Acacia (Racosperma) saligna*	(Afrique du Nord)	200 000 ha
- *Acacia (Racosperma) saligna*	(Afrique du Sud)	50 000 ha
- *Prosopis* spp	(Afrique du Sud)	10 000 ha

Afrique intertropicale (Sahel/Soudan, Afrique de l'Est)

- *Acacia tortilis*	5 000 ha	?
- *Acacia senegal*	50 000 ha	?
- *Acacia nilotica*	5 000 ha	?
- *Faidherbia albida*	200 000 ha	?
- *Prosopis juliflora*	10 000 ha	?
- *Salvadora persica*	2 000 ha	? (halophile)
- *Parkinsonia aculeata*	1 000 ha	?
- *Euphorbia balsamifera*	20 000 ha	? (haies vives)
- *Commiphora africana*	1 000 ha	? (haies vives)

De nombreuses autres espèces sont utilisées soit à l'échelle expérimentale, soit sur de petites superficies : *Atriplex canescens, A. amnicola, Acacia (Racosperma) salicina, A. (Racosperma) cyclops, Haloxylum persicum*, en Afrique su Nord. Il convient toutefois de signaler que certaines espèces sont des phréatophytes stricts en zone aride ; *Prosopis* spp, *Acacia tortilis, Faidherbia albida*. La distribution de *Faidherbia* au nord et au centre du Sénégal, par exemple, coïncide avec le niveau piézométrique de - 80 m de la nappe phréatique [49] (Figure 18).

La profondeur de l'enracinement d'*Acacia tortilis* ne semble pas dépasser 40 à 60 m et celle de *Prosopis juliflora* 15 à 20 m.

Atriplex halimus et *A. nummularia* peuvent atteindre des nappes situées à -10 m, et peut-être au-delà. En zone intertropicale, un certain nombre d'espèces ont été expérimentées avec succès : *Acacia nilotica subsp. adansonii, tomentosa* et *indica, Acacia (Racosperma) holosericea, Combretum aculeatum, Ziziphus mauritiana, Bauhinia rufescens, Feretia apodanthera, Pterocarpus lucens, Crataeva adansonii, Prosopis cineraria*. A l'exception des deux premières, toutes ces espèces sont d'excellentes fourragères bien adaptées au milieu sahélien, est-africain et austro-tropical et faciles à multiplier.

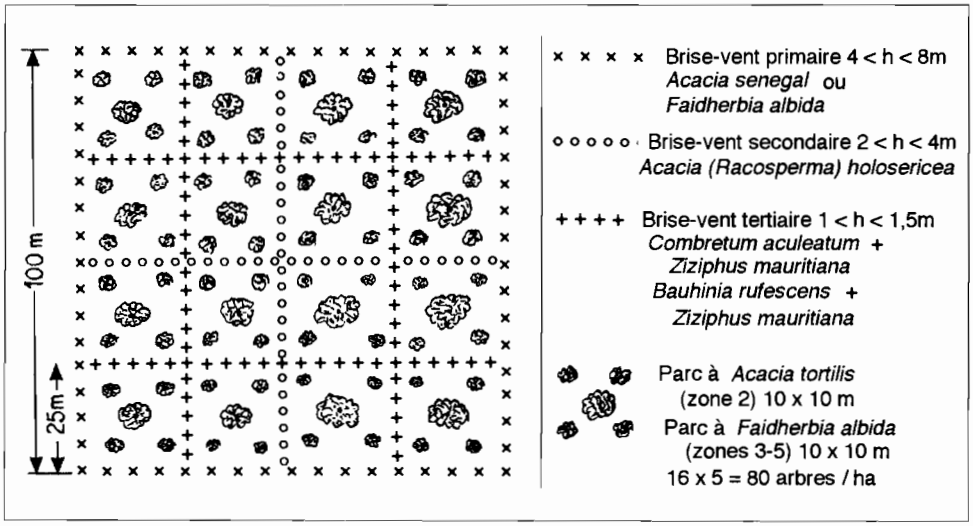


Figure 18. Modèle théorique agro-sylvo-pastoral de régénération des terres dégradées du bassin arachidier du Sénégal (Source [49]).

D'autres espèces tropicales paraissent très intéressantes mais, n'ont pu encore être "domestiquées" telles les Capparaceae : *Maerua angustifolia, M. crassifola, Boscia minimifolia, Boscia albitrunca, Cadaba* spp, et des espèces d'autres familles : *Dobera glabra, Sclerocarya birrea, Canthium* spp, *Colutea istria, Grewia* spp, *Ziziphus* spp, *Cussonia* spp, *Pterocarpus angolensis, Baphia* spp, etc. [4, 6, 47, 49, 50, 52, 57].

Deux espèces fruitières mériteraient des essais systématiques au Sahel et en Afrique de l'Est : *Ziziphus mauritiana,* le "Ber" d'Inde, qui possède plus de 90 clones et cultivars fruitiers en Inde aride et semi-aride, et *Sclerocarya birrea* ssp *cafra*, le "Merula" du Kalahari et d'Afrique du Sud tropicale, dont des cultivars fruitiers sont en cours de sélection au Botswana (F. Taylor, C.V., 1994)

Problématique et contraintes

Le succès technique des plantations fourragères ou fruitières en zone aride africaine est indéniable. Leur avantage économique n'est cependant pas toujours évident. La rentabilité économique est éminemment variable ; elle dépend des principaux facteurs suivants :

- coût de la plantation,
- coût de la clôture et du gardiennage,
- nature du milieu et productivité des plantations,
- prix du produit final sur le marché,
- coût de la main-d'œuvre,
- prix et coût des denrées alternatives (concentrés, paille, foin, urée, céréales).

Des études relativement détaillées sur ce sujet ont été publiées [22, 35, 49, 57-61].

Le coût des plantations est un facteur critique, il dépend de la méthode de plantation choisie. Dans bien des cas ce coût est supérieur à ce qu'un agriculteur peut se permettre ; c'est en particulier le cas de la plantation de plantules élevées en pépinière selon les techniques forestières habituelles. Mais celles-ci assurent un taux de succès de l'ordre de 90 %. Dans ce cas, le coût de chaque plant établi est de l'ordre de 1 US $, quoique susceptible de variations substantielles d'un pays à l'autre [56]. Il faut donc, dans le cas d'agriculteurs privés, recourir à des méthodes beaucoup moins onéreuses puisque seuls les grands organismes publics sans contraintes de rentabilité peuvent utiliser la technique classique de plants issus de pépinière. Les techniques d'installation artificielles les moins onéreuses sont :

- le semis direct,
- le semis de graines prégermées,
- la mise en place de plantules à racines nues,
- le bouturage direct en plein champ,
- les *speedlings*.

Le semis direct

Le semis direct est peu coûteux, même si certaines semences nécessitent un traitement préalable pour lever les inhibitions tégumentaires ou les dormances cotylédonaires. Mais le semis direct est aléatoire en raison de l'irrégularité des pluies et produit des peuplements irréguliers et ceci est d'autant plus vrai que le milieu est plus aride. Mais il est

possible d'obtenir des peuplements de la densité et de l'homogénéité désirée par des semis répétés au cours d'une série d'années successives.

Cette technique a été utilisée au cours des siècles avec *Faidherbia albida*, *Acacia senegal* et plus récemment avec plusieurs espèces d'*Atriplex* (*A. nummularia*, *A. glauca*, *A. halimus*, *A. canescens*). Une machine a été mise au point en Australie pour le semis direct d'*Atriplex* en milieu salin hydromorphe [62].

Un inconvénient des semis directs est l'obligation de protéger les jeunes semis de la dent du bétail jusqu'à ce qu'ils aient atteint une taille qui les en protège. Cette protection peut s'obtenir par des clôtures individuelles dans le cas de semis en poquets ou par une mise en défens totale, en particulier dans les cultures et les jachères. Le binage autour des jeunes plants et l'élimination des mauvaises herbes est souvent un gage de succès en améliorant le bilan hydrique du sol et la quantité d'eau mise à la disposition des plants.

Le semis de graines prégermées

Cette méthode combine la sécurité avec la faiblesse du coût mais elle demande un certain savoir-faire et une certaine technicité. Elle consiste à semer dans un sol ameubli et humidifié sur une profondeur de 40-50 cm par les pluies des graines prégermées, semées soit en ligne soit en poquet. Lorsque le total pluviométrique a permis d'accumuler 40 à 50 mm dans le sol, les semences sont mises à germer avec ou sans traitement préalable, selon le cas. Lorsque les graines ont gonflé, mais avant l'émergence de la radicelle, elles sont rapidement semées dans un sol préalablement ameubli et désherbé. L'humidité accumulée, préservée par binage et/ou mulching, permet au jeune plant de s'établir fermement et définitivement au cours de la saison des pluies consécutives. Cette technique, utilisée par le CTFT de Dakar, avec *Faidherbia albida* notamment, s'est révélée à la fois sûre et économique sous des pluviosités de 300-600 mm [49].

La mise en place de plantules à racines nues élevées en pépinière

Cette technique, mise au point en Afrique du Sud sur *Atriplex nummularia*, s'est révélée efficace et peu coûteuse. Les plants sont élevés sur plates-bandes en pépinière pendant trois à quatre mois. Lorsque le sol, préalablement ameubli par un labour puis un sarclage, a accumulé 40 à 50 mm de pluie, les plants sont arrachés et plantés sans délai à l'aide d'un planteur de tabac légèrement modifié. Les jeunes plants doivent être recouverts de terre jusqu'à la paire de feuilles terminale exclusivement. Une bande de sol de 1 m de chaque coté des lignes est maintenue meuble et indemne de mauvaises herbes. Le taux de succès sur *A. nummularia* est supérieur à 80 % dans les zones à 150-200 mm de pluies ; trois personnes peuvent ainsi planter 10 hectares par jour, et le coût par hectare était d'environ 80 US $, soit 0,06 US $ par plant, en 1993 [4].

La plantation à racines nues est la méthode habituelle utilisée pour l'installation de *Agave americana* à partir d'issus de semis ou de drageons récoltés dans les plantations.

Le bouturage en plein champ est la méthode habituelle de propagation des cactus, des Euphorbes cactoïdes (*E. balsamifera*, *E. candelabrum*, *E. abyssinica*, etc), des *Commiphora* spp et certains arbres fruitiers comme l'olivier, le figuier, le palmier. Il associe un taux élevé de réussite à un coût modéré, moyennant un minimum de précautions préservant le bilan d'eau du sol (labours, binages, sarclages, concentration du ruissellement).

Les speedlings *ou "mini-plantules"*

Ce sont des plantules très jeunes de quelques semaines (4-5), de 5-10 cm de haut, élevés en pépinière dans des petits conteneurs groupés sur des plateaux de 200-400 plantules. Ces mini-conteneurs, généralement en matière plastique, de forme trapézoïdale, ont 2-4 cm de côté sur 4-10 cm de profondeur et sont remplis soit d'un milieu artificiel (vermiculite), soit d'un mélange standard de terre, sable et poudrette.

Ces mini-plantules nécessitent un ou plusieurs arrosages à la mise en place. Le coût est sensiblement réduit par rapport à la méthode classique en sacs de polyéthylène, mais le taux de réussite est réduit dans les mêmes proportions (60 % à 80 % de réussite au lieu de 90 % et plus).

Une méthode alternative consiste à arroser les mini-plantules par une station mobile d'irrigation goutte à goutte. Une station mobile montée sur camion, avec une citerne en remorque, peut irriguer 2 500 plants par jour à raison de 2 litres par plant, soit 75 000 plants par mois à raison d'un arrosage toutes les 4 semaines. Une telle station permet l'installation à coup sûr de 50 à 100 hectares par an d'*Atriplex nummularia* utilisables au pâturage à 15 mois au lieu de 2 ans et demi ou 3 ans. Nous n'avons pas d'information économique sur le coût de cette méthode, mais plusieurs milliers d'hectares d'*A. nummularia* ont ainsi été installés en Afrique du Sud depuis 1990 [4].

Les avantages, les inconvénients et les précautions à prendre pour l'établissement de ligneux fourragers par la méthode forestière traditionnelle ont été analysés par ailleurs [48]. Les principaux problèmes ont trait à la durée permise en pépinière et à l'état sanitaire de celles-ci (Nématodes, *Fusarium*, etc.).

Le choix des espèces

• *Critères climatiques*

Le choix des espèces pose de nombreux problèmes. Le premier dilemme consiste à choisir entre les espèces spontanées et les exotiques. C'est là un faux dilemme. Il convient de sélectionner les espèces les mieux adaptées, les plus productives et les plus rustiques, c'est-à-dire celles qui "pardonnent les erreurs". Si les espèces spontanées sont, en règle générale, mieux adaptées, elles ne sont pas nécessairement les plus productives, ni les plus faciles à multiplier puis à gérer par la suite. Les exotiques sont souvent préférées lorsque leur croissance est plus rapide que celle des espèces spontanées : et leur multiplication ou leur installation plus faciles, par exemple les *Cactus*, les *Agaves* et les *Atriplex* en Afrique du Nord, en Afrique de l'Est et en Afrique méridionale. Mais aucun de ces trois groupes d'espèces ne peut prospérer dans la zone sahélienne ni dans la zone soudanienne, en raison de la siccité de l'air et d'un déficit de saturation extrêmement élevé (Tableau I). La règle empirique pour ces espèces est que l'humidité relative moyenne ne doit pas s'abaisser à moins de 40 % pendant plus d'un mois consécutif, ni le déficit de saturation annuel s'abaisser au-dessous de 12 Hpa [1, 4, 35, 59].

Les règles à suivre dans le choix des espèces ont fait l'objet d'autres publications [23, 35]. Il est bon de considérer la compatibilité en latitude en raison des problèmes de thermopériodisme et de photopériodisme : la plupart des *Atriplex* cultivées, par exemple, ne fleurissent pas et ne produisent donc pas de graines entre latitude 15 ° Nord et 15 ° Sud, bien qu'elles puissent s'y développer parfaitement sur le plan végétatif. Les espèces ayant

une aire vaste sur le plan latitude sont souvent constituées de populations d'exigences écologiques diverses ; il est alors essentiel de connaître la provenance du matériel végétal importé si on veut éviter les mauvaises surprises [24].

• *Critères édaphiques*

Les exigences édaphiques de chaque espèce doivent être soigneusement prises en considération, en particulier la texture du sol et son pH. Certaines espèces ne se développent bien que sur des sols sableux, d'autres, au contraire, exigent des sols limoneux ou même argileux [23, 24, 35, 48]. La méconnaissance de ces faits a été la cause de nombreux et coûteux échecs dans le passé.

Les principales causes d'échec sont généralement les suivantes :
- mauvais choix du terrain,
- mauvaise adaptation des espèces aux conditions édapho-climatiques,
- techniques de multiplication et d'installation inadaptées ou mal maitrisées,
- mauvaise gestion des plantations (exploitation trop précoce ou excessive).

Le choix des espèces doit aussi être guidé par les conditions de gestion et d'exploitation qui seront appliquées par la suite. Ainsi, s'agissant d'*Atriplex*, si le sol est peu profond et que la maîtrise des troupeaux n'est pas parfaite, on choisira *A. halimus* qui est rustique et tolérant au surpâturage et "pardonne" les erreurs de gestion. Si, par contre, le sol est profond et que la gestion est rationnelle avec un parfait contrôle du troupeau, on choisira *A. nummularia*, beaucoup plus productif mais très sensible au surpâturage. On pourrait multiplier les exemples si la place disponible le permettait.

Productivité des terres régénérées ou réhabilitées, Coefficient d'Efficacité Pluviale, Coefficient de Transpiration (efficacité pour l'eau)

La productivité primaire en zone aride et semi-aride peut s'évaluer de manière commode et rationnelle par le Coefficient d'Efficacité Pluviale (CEP) ou Indice d'Efficacité Pluviale (IEP) qui est la quantité de matière sèche aérienne produite sur un hectare en un an pour chaque mm de pluie tombée (kg MS ha^{-1} an^{-1} mm^{-1}). Ce coefficient varie de 1 à 10 pour la végétation naturelle non phréatophyte, en fonction de la fertilité des terres, de l'état dynamique et de la productivité des écosystèmes. Il est généralement de l'ordre de 3 à 4 kg MS ha^{-1} an^{-1} mm^{-1} dans les pâturages naturels peu dégradés [1, 4, 6, 36, 37, 63-69]. Mais il peut descendre au-dessous de 1 dans les zones désertisées ou très dégradées.

Dans les parcours arides régénérés naturellement par mise en défens et gestion rationnelle, le CEP peut remonter à 4-5 kg MS ha^{-1} an^{-1} mm^{-1}. Dans les parcours améliorés, avec travaux d'utilisation des eaux de ruissellement, le CEP peut atteindre 5-6. En zone semi-aride les pâturages semés et bien gérés peuvent atteindre 6-8 kg MS ha^{-1} an^{-1} mm^{-1} (un pâturage semé à Fétuque élevée, *Oryzopsis, Phalaris*, Sulla, Luzerne ou Sainfoin, peut ainsi produire 3 000 à 4 000 kg MS sous 400 à 500 mm de pluviosité moyenne annuelle) [31, 32, 44, 45, 53].

La productivité des plantations agroforestières ou sylvopastorales peut être encore beaucoup plus élevée et atteindre des valeurs de 10-20 kg MS ha^{-1} an^{-1} [4, 22, 24, 35, 59-61]. Cette haute productivité, égale au double ou au triple d'une végétation naturelle non dégradée, est due au fait que certaines des espèces choisies présentent des coefficients de

transpiration très faibles et sont donc très efficaces dans la transformation de l'eau en MS. Il faut 250 à 300 kg d'eau pour produire un kg de MS aérienne d'*Atriplex*, d'*Acacia saligna* ou de Cactus et seulement 100 kg pour 1 kg de MS aérienne d'*Agave americana* [4, 24, 36, 37, 60, 61, 65, 66]. Rappelons que les coefficients de transpiration sont en moyenne les suivants pour des cultures classiques [24, 63, 68, 69] :

- luzerne	800-1 000 kg H_2O/kg MS
- blé	700-800 kg H_2O/kg MS
- avoine	550-600 kg H_2O/kg MS
- orge	450-600 kg H_2O/kg MS
- sorgho	300-500 kg H_2O/kg MS
- mil	250-350 kg H_2O/kg MS
- maïs	250-600 kg H_2O/kg MS
- graminées pastorales	400-900 kg H_2O/kg MS

Mais, de plus, ces espèces, de même que certains *Acacia* (*Racosperma*), présentent une très grande résistance à la sécheresse et un faible coefficient de transpiration sous les pluviosités de la zone aride, contrairement à certaines des céréales mentionnées ci-dessus. On peut observer des coefficients de transpiration de 250-400 kg H_2O/kg MS avec du maïs ; mais celui-ci ne supporte aucun déficit hydrique, de sorte que de tels coefficients ne peuvent s'obtenir que sous des pluviosités de 800-1200 mm, c'est-à-dire en zone humide ou subhumide sans stress hydrique pendant la saison végétative.

Agroforesterie et agriculture de ruissellement

L'agriculture de ruissellement (*Runoff farming*) est connue depuis les débuts de l'histoire au Proche-Orient, Israël, Palestine, Jordanie, Arabie, Yemen [70, 71] et depuis le Moyen Âge, sinon avant, en Afrique du Nord. La combinaison des techniques de l'agriculture de ruissellement (très répandues en Tunisie et en Libye) avec l'agroforesterie et le sylvopastoralisme constitue un moyen très puissant et très efficace de régénération et de réhabilitation des terres arides y compris dans des régions où ces techniques sont peu ou pas connues tels le Sahel, l'Afrique de l'Est et l'Afrique australe. Mais cette extension ne doit pas être indiscriminée, toutes les techniques ne sont pas applicables à tous les terrains. En même temps, ces techniques, grandes consommatrices de main-d'œuvre, méritent d'être quelque peu repensées et adaptées au monde moderne, notamment à la mécanisation ; ce qui d'ailleurs ne semble pas poser de problèmes insurmontables. Nous avons été agréablement surpris récemment (1994) de constater un renouveau d'intérêt des agropasteurs pour ces techniques dans des pays où elles étaient en voie d'abandon depuis une vingtaine d'années, dans la région de Nalout (120 mm), au Djebel Nefousa, en Libye, par exemple.

La combinaison des techniques de l'agriculture de ruissellement avec l'agroforesterie et le sylvopastoralisme est susceptible de produire des rendements très élévés [35, 57, 72] jusqu'à la frontière des déserts (100 mm) à condition de s'adresser à des espèces à la fois tolérantes à la sécheresse et capables de soutenir des stress prolongés et possédant une très haute efficacité pour l'eau tels les *Cactus*, les *Agaves*, les *Atriplex*, les *Prosopis*, certains *Acacia*, certains Jujubiers et quelques autres groupes. Cette combinaison peut réaliser de véritables "miracles" technologiques dont seulement une poignée d'écologues et d'agronomes de terrain ont conscience.

Conclusion

La régénération et la réhabilitation des terres arides africaines sont techniquement réalisables dans beaucoup de cas ; leur mise en œuvre est essentiellement un problème économique, social et politique. Certains pays comme la Tunisie ont mis en place une législation intelligente et adéquate, notamment en matière d'agroforesterie, de sylvopastoralisme (1) et de réforme foncière, qui est allée de pair avec une vigoureuse politique d'éducation, peut-être sans égale sur le continent.

La Tunisie commence, après vingt ans, à percevoir les premiers dividendes de cette politique clairvoyante, puisque plus de 300 000 ha de plantations sylvo-pastorales ont été constitués depuis vingt ans en Tunisie centrale. Tous les problèmes ne sont certes pas résolus, loin de là, mais le chemin est tracé. Il reste à souhaiter que nombreux soient les pays qui sauront suivre cet exemple et celui de l'Afrique du Sud, parmi les trente pays africains qui sont partiellement ou totalement arides.

Références

1. Le Houérou H.N., Popov G.F., See L. (1993). Agro-bioclimatic classification of Africa. Agro Meteor Work Paper n°6, FAO, Rome (227 p).
2. Le Houérou H.N., Popov G.F. (1981). An eco-climatic classification of Inter-Tropical Africa. Agricultural paper n° 31, FAO, Rome (41 p).
3. Floret C.H., Le Houérou H.N., Pontanier R. (1992). Productivité primaire des écosystèmes pâturés au nord et au sud du Sahara. Contribut. Francaise au Sommet de la Terre, Rio de Janeiro, Ministère de l'Environnement, Paris.
4. Le Houérou H.N. (1994). Drought - tolerant and water - efficient fodder shrubs (DTFS), their role as a "drought-insurance" in the agricultural development of arid and semi-arid zones in Southern Africa. Report to the Water Research Commission of South Africa. WRC, Minist. of Agric., Pretoria (107 p).
5. Le Houérou H.N. (1989). Classification écoclimatique des zones arides de l'Afrique du Nord. *Ecologia Mediterranea* ; XV (34) : 95-144.
6. Le Houérou H.N. (1989) *The grazing land ecosystems of the African Sahel.* Ecol. Studies n° 75, Springer Verlag, Heidelberg (282 p).
7. Le Houérou H.N. (1987). Aspects météorologiques de la croissance et du développement végétal dans les déserts et les zones menacées de désertisation. OMM, Genève ; PNUE, Nairobi (59 p).
8. Le Houérou H.N. (1969). La végétation de la Tunisie steppique, avec références aux régions analogues de l'Algérie, de la Libye et du Maroc. *Ann Inst Nal Rech Agron de Tunisie* ; 42, 5 : 1-624.
9. Barbery C., Conte A. (1976). Croûtes à Cyanophycées sur les dunes du Sahel de Mauritanie. *Bull IFAN* ; Sér. A, 38 : 732-736.

(1) Les décrets (70523 et 70524 du *JORT* du 6 octobre 1970 ; 71265 et 70524 du *JORT* du 15 juillet 1971 ; 77195 et 40524 du *JORT* du 11 février 1977) et les arrêtés du ministère de l'Agriculture (*JORT* du 3 janvier 1972 et 1er avril 1977) prévoient une subvention par l'État des plantations sylvopastorales et agroforestières à hauteur de 50 % de leur coût, avec des prêts complémentaires à faible taux d'intérêt à concurrence des 50 autres pour-cent par les organismes de développement.

10. Dulieu D., Gaston A., Darley J. (1977). La dégradation des pâturages de la région de N'Djamena, en relation avec la présence de *Cyanophyceae psammophiles*. *Rev Elev et Médec Vétér Pays Tropic* ; 30 (2) : 181-190.
11. Roose E. (1994). Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES). *Bull pédol de la FAO*, n° 70 ; FAO, Rome (420 p).
12. Floret C.H., Le Floc'h E. (1973). Production, sensibilité et évolution de la végétation et du milieu en Tunisie pré-saharienne. CEPE, Montpellier (45 p).
13. Floret C.H., Pontanier R. (1982). L'aridité en Tunisie pré-saharienne. Trav. et Doc. de l'ORSTOM, n° 150, Paris (544 p).
14. Khatteli H. (1983). Contribution à l'étude de l'érosion éolienne dans la Jeffara tunisienne. Bull. Techn. n° 3, Inst. Rég. Arides, Medenine (48 p).
15. Le Houérou H.N. (1959). Recherches écologiques et floristiques sur la végétation de la Tunisie méridionale. Mém H.S. Inst. Rech. Sahar. Université d'Alger (510 p).
16. Le Houérou H.N. (1962). Les pâturages de la Tunisie aride et désertique. Inst. Sces Econ. Appliquées, Paris, Tunis (117 p).
17. Le Houérou H.N. (1985). La régénération des steppes algériennes. INRA, Paris (45 p).
18. Bendali F., Floret C., Le Floc'h E., Pontanier R. (1989). The dynamics of vegetation and sand mobility in arid regions of Tunisia. *J of Arid Envir* ; 18 (1) : 21-32.
19. Le Houérou H.N. (1992). An overview of vegetation and land degradation in world arid lands. In: Dregne H.E., ed. *Degradation and restoration of arid lands*. ICASALS, Texas Tech. Université Lubbock, Tex :127-163.
20. Le Houérou H.N. (1993). Environmental aspects of fodder trees and shrubs plantation in the Mediterranean Basin. In: Papanastasis V., ed. *Fodder trees and shrubs in the mediterranean production systems : objectives and expected results of the EC Research Contract*. EUR 14459 EN, CEC, Brussels : 11-34.
21. Le Houérou H.N. (1994). The role of drought-tolerant shrubs and trees in soil and water conservation in arid and semi-arid lands : criteria for species selection. Proceedings 8 th ISCO confrence, New-Delhi (in press)
22. Franclet A., Le Houérou H.N. (1971). Les Atriplex en Tunisie et en Afrique du Nord. Div. Ress. Forest., FAO, Rome (249 p).
23. Le Houérou H.N. (1990). Rehabilitation techniques and Criteria for plant selection. In: McKell C.M., *et al.*, eds. *The improvement of tropical and subtropical rangelands*. Natl Acad of Sces, Bostid, Washington, DC : 139-209.
24. Le Houérou H.N. (1992). The role of saltbushes (Atriplex spp) in arid land rehabilitation in the Mediterranean Basin. *Agroforestry Systems* ; 18 : 107-148.
25. Le Houérou H.N. (1985). Forage and fuel plants in the arid zone of North Africa, the Near and Middle East. In : Wickens G.E. ed. *Plants for arid lands*. Kew Gardens, publ :117-141.
26. UNEP (1992). *World Atlas of desertification*. UNEP, Nairobi et Edward Arnold, London.
27. Oldeman L.R., Hakkeling R.T.A., Sombroek W.G. (1990). *World map of the status of human-induced soil degradation*. Global Assessment of Soil Degradation (Glasod). ISRIC, Wageningen and UNEP, Nairobi.
28. Floret CH., Serpantie G. *La jachère en Afrique de l'Ouest*. Sér. Colloques et Séminaires, ORSTOM, Paris (494 p).
29. Boudet G. (1972). Désertification de l'Afrique tropicale sèche. *Adansonia* ; Sér. 2, 12 : 505-524.
30. Boudet G. (1977). Désertification ou remontée biologique au Sahel. *Cahiers ORSTOM* ; XII, 4 : 293-300.
31. Le Houérou H.N. (1965). Les cultures fourragères en Tunisie. Doc. Techn. n°13 ; Inst. Rech. Agron. de Tunisie (82 p).
32. Le Houérou H.N. (1969). Principes, méthodes et techniques d'amélioration pastorale et fourragère en Tunisie et en Afrique du Nord. Div. Prod. et Protect. Végétales, FAO, Rome (291 p).

33. Le Houérou H.N. (1976). Recovery from desertization. *US - AID Bulletin*, Washington, SC : 82-93.
34. Le Houérou H.N. (1977). Biological recovery *versus* desertization. *Economic Geography* ; 53 (4) : 413-419.
35. Le Houérou H.N. (1994). The role of cacti (*Opuntia* spp) in land rehabilitation in the Mediterranean basin. *J of Arid Envir* Accepted, August 1994 : 30 p.
36. Nobel P.S. (1988). *Environmental biology of agave and cacti*. Cambridge University Press, London (270 p).
37. Nobel P.S. (1994). *Remarkable agaves and cacti*. Oxford University Press, Oxford (166p).
38. Le Houérou H.N. (1991). Plant invasions in the rangelands of the isoclimatic mediterranean zone. In: Grove R.H., Dicastri F., eds. *Biogeography of Mediterranean invasions*. Cambridge University Press, Cambridge : 393-404.
39. Le Houérou H.N. (1981). Long term dynamics of arid land vegetation and ecosystems of North Africa. In : Goodall D.W., Perry R.A., eds. *Arid lands ecosystems, structure, functioning and management*. Internat. Biol. Progr., n°17, Cambridge Université Press, London ; vol. 2 : 357-384.
40. Dalebroux R. (1980). Développement des cultures fourragères améliorantes en zones Soudano-Sahélienne. Rapport intérimaire 1, CILSS.-FAO, Rome (20 p.)
41. Dalebroux R. (1982). Développement des cultures fourragères améliorantes en zones Soudano-Sahélienne. Rapport intérimaire 2, CILSS-FAO, Rome (34 p).
42. Dalebroux R. (1982). Développement des cultures fourragères améliorantes en zones Soudano-Sahélienne. Rapport intérimaire 3, CILSS-FAO, Rome (36 p).
43. Dalebroux R. (1982). Développement des cultures fourragères améliorantes en zones Soudano-Sahélienne. Rapport intérimaire 4, CILSS-FAO, Rome (20 p).
44. Corriols F.N. (1965). Essai d'adaptation de plantes fourragères en Tunisie. Ann Inst Nat Rech Agron Tunisie (318 p).
45. Le Houérou HN. (1974). Range and fodder crops production in Tunisia, and northern Africa. Plant Prod. Div., FAO, Rome (214 p).
46. Le Floc'h E., Neffati M, Chaieb M., Floret C.H., Pontanier R. (1994). Un essai de réhabilitation en zone aide, le cas de Menzel Habib (Tunisie). Compte rendu conférence internat. sur la restauration et la réhabilitation des terres dégradées en zone aride, Djerba 16-19 nov. 1994 (26 p).
47. Le Houérou H.N. (1980). Le rôle des ligneux fourragers dans les zones sahélienne et soudanienne. In : Le Houérou H.N., éd. *Les fourrages ligneux, en Afrique*. ILCA, Addis-Abeba (489 p).
48. Le Houérou H.N., Pontanier R. (1987). Les plantations sylvo-pastorales dans la zone aride de Tunisie : Notes techniques du MAB, n° 18, UNESCO, Paris (81 p).
49. Le Houérou H.N. (1987). Projet de développement agro-forestier pour la régénération des terres de Bassin Arachidier du Sénégal. FAO/FIDA, Rome (60 p).
50. Le Houérou H.N., Corra M. (1980). Quelques fourrages ligneux d'Ethiopie. In : Le Houérou H.N., éd. *Les fourrages ligneux en Afrique*. CIPEA, Addis-Abeba : 111-116.
51. Toutain B. (1977). Essai de régénération mécanique de quelques parcours sahéliens dégradés. *Rev Elev et Médec Vétér Pays Tropic* ; 30 (2) : 191-198.
52. Toutain B., Piot J. (1980). Mises en défens et possibilités de régénération des ressources fourragères sahéliennes. Etudes expérimentales dans le bassin de la mare d'Oursi. IEMVT-CTFT, Maisons Alfort et Nogent/Marne (156 p).
53. Kernick MD. (1967). Results of tests on dryland forage crops at Homand station Iran : 1960-66. FAO, Teheran, Rome (93 p).
54. Kernick MD. (1978). Indigenous arid and semi-arid forage plants of North Africa, the near and Middle East. Emasar II, vol. IV, FAO, Rome.

55. Pratt D.J., Gwynne M.D. (1977). *Rangeland management and ecology in East Africa*. Hodder and Stoughton, London (310 p).
56. Le Houérou H.N. (1968). Rapport au gouvernement de la Tunisie sur le développement de la production fourragère et pastorale. Rapport PNUD/ AT 2386, FAO, Rome (14 p).
57. Le Houérou H.N. (1989). An assessment of the economic feasability of fodder shrubs plantation (with particular reference to Africa). In : McKell C.M., ed. *The biology and utilization of shrubs*. Academic Press, N Y : 593-630.
58. Le Houérou H.N., El Barghati M.S. (1982). Shrub evaluation in the Benghazi plains Techn. paper n° 45 UNTF Lib 18, FAO et Agric Res Centre, Tripoli (45 p).
59. Monjauze A., Le Houérou H.N. (1965). Le role des Opuntia dans l'économie agricole Nord-Africaine. *Bull Ec Nat Sup d'Agron de Tunis* ; 8/9 : 85-164.
60. Le Houérou H.N, De Montgolfier-Kouevi (1981). Aspects économiques du développement des fourrages ligneux en Afrique inter-tropicale. *Bulletin CIPEA* ; 12 : 4-18.
61. De Kock G.C. (1980). Drought resistant fodder shrub crops in South Africa. In : Le Houérou H.N., éd. *Browse in Africa, the current state of knowledge*. Intern. Livestock Centre for Africa, Addis-Abeba : 399-410
62. Malcom C.V., Swaan T.C., Ridings H.I. (1980). Niche seeching for broad scale shrub establishment on saline soils. Internat. Symp. on salt affected soils, Karnal : 539-544.
63. Briggs L.J., Shantz H.L. (1914). Relative water requirements of plants. *J Agric Res* ; 3 : 1-77.
64. Le Houérou H.N. (1982). Prediction of range production from weather records. In : Agrica. Proceed. Conf. on Climate in Africa. WMO, Geneva : 286-298.
65. Le Houérou H.N. (1984). Rain ; use efficiency, a unifying concept in arid land ecology. *J Arid Envir* ; 7 : 213-247.
66. Le Houérou H.N., Bingham R.L., Skerbek W. (1988). Relationship between the variability of primary production and the variability of annual precipitation in world arid lands. *J Arid Envir* ; 15 : 1-18.
67. Le Houérou H.N., Hoste C.H. (1977). Rangeland production and annual rainfall in the Mediterranean Basin and in the African Sahel, Sudanian zones. *J Rge Mgt* ; 30 (3) : 181-189.
68. McGinnies W.G., Arnolds I.F. (1939). Relative water requirement of Arizona range plants. Techn. Bull. n° 80, Université of Arizona, College of Agric. and Exper. Statn. Tucson, Az. : 165-246.
69. Shantz H.L., Piemeisel L.N. (1927). The water requirement of plants at Akron (Col.) *J of Agric Res* ;34 (12) : 1093-1190.
70. El Amami S. (1984). Les aménagements hydrauliques traditionnels en Tunisie. Centre National de Recherches du Génie Rural Tunis (69 p).
71. Evenari M., Shanan L., Tadmor N. (1982). The Negev ; the challenge of a desert (2nd edit). Harvard University Press (1st edit., 1971), Cambridge, Massach., London UK (437 p).
72. Le Houérou H.N. Dumancie D., Eskileh M. (1983). Feeding shrubs to sheep in Libya : intake, feed value and performance. Tech. Paper n° 50, UNTF Lib 18, FAO, Agric Res Centre, Tripoli (71 p).
73. Bodla M.A., Szabolcs I., Ayoub A. (1992). Halophytes for improwing salt-affected lands and for combating desertification. UNEP, Nairobi (19 p).
74. Zhu-Zhenda, Liu-shu (1984). Combating desertification in arid and semi-arid zones of China. Inst. of Desert. Research, Academia Sinica, Langzhou (69 p).

SECTION II

Aspects scientifiques et technologiques de la restauration et de la réhabilitation des principaux attributs vitaux et fonctions des systèmes écologiques dégradés par les voies d'une démarche sectorielle

L'Homme tente depuis longtemps de maintenir les potentialités du milieu rural qu'il exploite, et de lutter contre leur dégradation et certains déséquilibres. Le maintien et la restauration de la fertilité des sols, la lutte contre la salinisation des terres, l'érosion, l'ensablement, la disparition du couvert végétal ou les tentatives pour lutter contre l'aridité, etc. en sont des exemples. Mais les recherches et technologies indispensables mises en œuvre dans ces entreprises sont limitées trop souvent à un ou deux composants ou fonctions du système écologique ; elles relèvent de spécialités à caractère très sectoriel et ont souvent une portée limitée, lors de leurs applications à des reconstructions en grandeur réelle.

L'objet de cette section est donc de mettre en avant les résultats de la recherche et des technologies les plus performantes, obtenus et élaborés dans ce type d'approche, tout en insistant sur la nécessité de les intégrer dans une démarche suffisamment globale. Les contributions portent sur les thèmes suivants : réhabilitation du régime hydrique, de la fertilité des sols, restauration du couvert végétal, etc.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 105-112.

6

Rôle des ressources en eau dans la réhabilitation des terres dégradées en zones arides et semi-arides

A. MAMOU

Direction Générale des Ressources en Eau, Tunis

Les régions arides et semi-arides se caractérisent souvent par des ressources en eau et en sols qui sont vulnérables à la dégradation dès que leur exploitation est intensifiée. Les ressources en eau des régions obéissant à cette règle affichent des signes d'altération de qualité ou d'épuisement qui se répercutent au niveau de l'affaiblissement de la productivité agronomique et végétale ainsi que par la salinisation des sols.

Une gestion rationnelle de ces ressources permet d'en faire un facteur de développement économique et de préservation du milieu naturel. Cette gestion peut contribuer également à la réhabilitation des terres dégradées en améliorant leur productivité. Ce rôle ne peut être assuré qu'en ayant bien saisi les mécanismes de renouvellement de ces ressources et en garantissant leur mobilisation sur des bases d'un développement durable.

Ressources en eau des zones arides de Tunisie

Eaux de surface

Caractéristiques hydrologiques

Les ressources en eau des régions arides sont régies par le cycle hydrologique sous des conditions climatiques qui sont souvent sévères et ne garantissent ni la pérennité ni la périodicité des événements pluviométriques.

Le déficit hydrique, qui règne dans ces régions la majeure partie de l'année, fait que les eaux de surface y sont rares et souvent de qualité variable et très influencée par l'ampleur du ruissellement. L'écoulement de base des oueds, dans la mesure où ils sont interconnectés aux nappes souterraines, se caractérise par des eaux de qualité médiocre ainsi que par des apports de petites crues qui sont également à eau saumâtre.

La pluviométrie dans ces régions est aléatoire [1] et les quantités tombées varient énormément d'une année à l'autre, dans leur répartition spatiale et temporelle (périodicité, fréquence et intensité). Cette variabilité rend les aménagements pour la maîtrise des eaux de surface difficiles et coûteux du fait qu'on est amené à prendre en considération les phénomènes extrêmes et à ne tabler que sur des modules doubles ou triples de la moyenne pluviométrique annuelle.

La variabilité des intensités pluviométriques et l'absence du couvert végétal font que le ruissellement des eaux de surface exerce sur le sol un effet érosif dont la maîtrise est conçue comme une activité intégrant les deux aspects de la préservation des sols et de la conservation des eaux.

Le besoin en eau étant important dans ces régions, l'eau de surface y est considérée comme une ressource dont la quantité l'emporte sur la qualité et elle doit être stockée par tous les moyens. Son stockage en surface ne la préserve pas de l'effet de l'évaporation et il est de nature à altérer sa qualité chimique.

Ce stockage se conçoit comme secondaire vu son coût élevé et du fait que cette ressource est appelée à diminuer et à perdre sa bonne qualité sous l'effet de l'évaporation. Seul le stockage dans le sol et le sous-sol des eaux de surface collectées après leur ruissellement est de nature à les mettre à la disposition de l'utilisateur en quantités suffisantes et avec une qualité naturelle préservée.

Conception d'aménagement

D'un point de vue aménagiste, l'eau de surface est davantage considérée comme une énergie destructrice que comme une ressource. En effet, sa composante "ruissellement" a plus d'effet destructeur que n'est son intérêt comme "ressource mobilisable". De ce fait, l'effort de maîtrise de ces eaux est essentiellement orienté vers la préservation des terres et des infrastructures économiques contre l'érosion.

Cette préservation est conçue sous forme d'aménagement visant à dissiper l'énergie destructrice du ruissellement beaucoup plus que pour la collecte de cette eau et sa mobilisation par la suite. Cette conception d'aménagement accorde à la répartition de l'énergie d'écoulement dans l'espace le plus grand intérêt ; d'où les deux notions principales dans

cet aménagement qui sont : la réduction de la vitesse d'écoulement et l'épandage de la charge hydrique.

Les techniques d'aménagement des eaux de surface répondant, en régions arides, à ces deux notions, ont pour effet de diminuer l'énergie érosive de la charge hydrique en écoulement, ce qui permet à sa charge solide de décanter et de limiter ainsi la force d'érosion. De ce fait, toute une conception d'aménagement des eaux et des sols en découle et tente d'intégrer l'espace du bassin versant depuis sa zone de concentration jusqu'à son exutoire.

Cette conception accorde à la pente ainsi qu'à la nature lithologique du sol et à sa texture autant intérêt que celui accordé à la quantité d'eau tombée et à son intensité.

Les aménagements de conservation des eaux et des sols (CES) sont, à ce titre, un moyen direct de préservation des terres vulnérables à la dégradation. Ils sont multiples et variés s'échelonnant entre la petite diguette ou la rigole et le barrage de déviation, d'épandage ou de rétention.

Des ouvrages intermédiaires se conçoivent dans le même objectif, sous forme de seuils (gabionnés ou en pierres), de digues (en terre ou renforcées avec des pierres) et de fossés ou tranchées.

Les aménagements en banquettes, diguettes, rigoles et seuils sont construits en série, parallèlement aux courbes de niveau et ont pour objectif de diminuer la vitesse d'écoulement. Les barrages, qu'ils soient de déviation, d'épandage ou de rétention, visent à piéger les sédiments et à stocker l'eau ou à l'orienter vers un autre lieu de stockage.

La répartition spatiale de l'ensemble de ces ouvrages en fonction de la texture du sol et de sa perméabilité permet de faire profiter de ces eaux de surface le sol et le sous-sol et d'y stocker des "réserves hydriques" mobilisables par les plantes et les ouvrages de captage des nappes en eau souterraine.

Impact des aménagements de CES

Les travaux de conservation des eaux et des sols ont un impact direct sur la réduction du ruissellement avec tout ce qui s'ensuit comme décantation des sédiments et augmentation du stock en eau du sol.

Ces aménagements servent également à l'intensification de l'alimentation des nappes souterraines dans la mesure où ils sont judicieusement implantés et où ils sont associés à des zones perméables connectées aux nappes d'eau souterraines.

Développement des sols

Les ouvrages de conservation des eaux et des sols piègent, dans les régions arides, les apports solides des eaux de ruissellement qui se composent de fractions fines (limons, argiles et sables), ce qui contribue à reconstituer les sols derrière ces ouvrages et donne des terres fertiles.

Il a été constaté [1], lors de la crue du 19 novembre 1980 sur le bassin de l'oued Djir dans les Matmatas (sud-tunisien), dont la superficie est de 150 km^2, que, sur un volume ruisselé de $1{,}44.10^6$ m^3, la charge solide transportée est de $19{,}22.10^9$ kg, ce qui donne une valeur de l'érosion qui est de 130 tonnes/km^2.

Dans les Matmatas, l'accumulation de sols derrière les jessours est intimement liée à l'efficacité de l'aménagement et à l'effort de maintenance qui lui est accordé. Ainsi, des ouvrages de plus de 4 m de hauteur ont pu y être identifiés avec des accumulations en sols traduisant le régime hydrologique du bassin versant et l'efficacité de l'aménagement qui y a été réalisé [3].

Vu l'importance de cette épaisse couche meuble qui s'accumule derrière les jessours, sa forte teneur en matières organiques et sa bonne capacité de rétention hydrique, les terres des jessours des Matmatas sont considérées comme étant bien indiquées pour l'arboriculture dans un environnement de sols naturels squelettiques et pauvres.

Réduction du ruissellement

L'impact de l'aménagement en jessours sur le ruissellement d'un bassin versant et la réduction de son aptitude à l'érosion ont été démontrés sur le bassin de l'oued Djir dans le sud tunisien [4]. Ce bassin ayant fait l'objet de travaux de CES depuis le début des années 60 a été hydrologiquement observé depuis cette date. Lors des crues exceptionnelles de 1969, le coefficient de ruissellement a été estimé sur ce bassin à 26 % [5].

Suite aux travaux d'aménagement menés d'une manière intensive entre 1970 et 1980, ce coefficient de ruissellement a été estimé lors de l'averse du 19 novembre 1980, à 16 %. Ceci semble s'expliquer par l'impact des aménagements réalisés qui occupent une superficie de 8 200 ha (55 % de la superficie du bassin versant). En effet, le volume d'eau retenu par ces aménagements lors de cette averse n'a pas dépassé $0{,}9.10^6$ m^3 et, comme la partie ruisselée à l'exutoire n'a été que de 16 % du volume tombé, l'essentiel de l'averse a été intercepté par le sol et le sous-sol du bassin versant (74,4 %).

Des travaux d'aménagement similaires, réalisés ailleurs dans le sud-tunisien sur le versant oriental du Dahar et des Matmatas, se sont soldés par une baisse notable du taux de ruissellement sur des bassins versants qui, auparavant, enregistraient des crues très fréquentes.

C'est le cas notamment du bassin versant de l'oued Zeus-Koutine situé dans la Djeffara et dont la superficie est de l'ordre 167 km^2. Des travaux de conservation des eaux et des sols ont été menés sur ce bassin versant, depuis le début des années 80, et ont intéressé une superficie de 8 170 ha. Cette superficie correspond à 52 % de la surface totale du bassin versant [6]. Le volume ruisselé à l'exutoire de ce bassin versant est estimé à $2{,}2.10^6$ m^3. Avec ces aménagements, ce volume est réduit à $1{,}0.10^6$ m^3 (45 % du ruissellement initial).

Recharge de la nappe

Dans les conditions naturelles des régions arides et semi-arides, l'infiltration directe (sans ruissellement) qui atteint la nappe ne dépasse que rarement les 5 % de la pluie tombée [7]. L'essentiel de l'alimentation actuelle des nappes souterraines provient dans ces régions de l'infiltration des eaux ruisselées. Cette contribution est souvent estimée à près de 15 % de la pluie tombée [8].

Dans les plaines alluvionnaires, une infiltration de 1 0 % de la pluie tombée sur l'ensemble du bassin versant semble être une limite supérieure même si les affleurements sont largement perméables. Dans le cas du sud-tunisien, ce phénomène a été observé sur le bassin expérimental de Sabkhet Oum El Khialet dont la superficie est de 300 km^2 [9] ; celle de la nappe n'est que de 75 km^2.

Sur ce bassin, la piézométrie de la nappe a été suivie durant la période allant du 29 octobre 1982 au 24 novembre 1982 qui a été caractérisée par une série d'averses totalisant 67,2 mm de pluie. La remontée de la surface piézométrique de la nappe y a été de 0,3 m, ce qui a permis d'estimer le volume infiltré ayant rejoint la nappe à $22{,}5.10^6$ m^3. Rapportée au volume de pluie tombée sur le bassin, cette infiltration ne représente que 11%.

Cette infiltration observée sur l'ensemble des nappes du centre et du sud-tunisien lors des pluies exceptionnelles de janvier 1990 [10] ne semble apporter à la nappe que le pourcentage de 7,7 % de la pluie totale tombée.

En procédant à l'aménagement du bassin versant par un ensemble d'ouvrages favorisant l'intensification de l'alimentation de la nappe souterraine, le taux d'infiltration peut être sensiblement augmenté. Ceci a été vérifié sur le bassin versant de Métameur dans le sud-tunisien dont la superficie est de 305 km^2. La nappe de l'oued Métameur, qui est une nappe d'inferro-flux de près de 105 km^2 de superficie, a pu ainsi bénéficier après le traitement du bassin versant en travaux de CES, d'une alimentation qui est le double de sa recharge moyenne annuelle avant le traitement [11]. Cette recharge a permis d'intensifier l'exploitation de cette nappe en augmentant le temps de pompage sur certains puits exploités et en créant d'autres puits ailleurs. Il a été également constaté après le traitement du bassin par les aménagements de CES, que la baisse du niveau piézométrique dans les puits est moins prononcée à la fin de la saison sèche et que la qualité chimique de l'eau est plus stable.

Sur le bassin versant de Zeus-Koutine qui est contigu à celui de Métameur, l'impact des travaux de CES (42 % de la superficie du bassin a été traitée) s'est soldé par un apport supplémentaire à l'alimentation de la nappe qui est de 37 % son alimentation moyenne annuelle [12]. Cette recharge supplémentaire a permis de prolonger la surexploitation de cette nappe dont l'eau est principalement destinée à l'alimentation des agglomérations du sud-est tunisien, tout en la préservant contre la salinisation qui résulte de l'appel d'eau salée en profondeur.

Eaux souterraines

Les eaux souterraines des régions arides se différencient en deux catégories qui sont les eaux renouvelables et les eaux fossiles. La gestion de ces ressources doit tenir compte de leur cycle hydrologique afin d'éviter l'épuisement de la ressource ou l'altération de sa qualité chimique.

Eaux souterraines renouvelables

Les nappes souterraines à ressources renouvelables sont celles qui reçoivent une certaine alimentation à l'échelle saisonnière, annuelle ou pluriannuelle. Elles se distinguent par une dynamique piézométrique qui est la résultante conjuguée de cette alimentation, d'une part, et de l'exploitation, d'autre part. Ces nappes sont souvent des aquifères à faible emmagasinement. Ceci se répercute sur leur hydrodynamique par des variations de niveau et des changements de qualité qui sont sensibles aux changements d'alimentation ou d'exploitation.

En régions arides, l'essentiel de l'alimentation des nappes à ressources renouvelables résulte du ruissellement qui est engendré par certaines averses donnant lieu à des pluies qui dépassent les 20 mm. Vu l'état de désaturation du sol, l'épaisseur de la zone non saturée et le fort pouvoir évaporant dans ces régions, seule une partie de l'eau ruisselée peut parvenir jusqu'à la nappe.

Il en résulte que l'alimentation de ces nappes ne se produit qu'à l'occasion des grands événements pluviométriques, car l'eau qui s'infiltre à la suite de petites averses est souvent piégée par le sol pour être reprise, par la suite, par l'évaporation. Cette dynamique particulière de l'eau dans le sol est à l'origine d'une autre dynamique, celle de la concentration des sels dissous.

Durant les longues périodes sèches, l'évaporation entraîne la concentration des sels à la surface du sol et dans ses premières couches. Ces sels sont lessivés ensuite par l'eau de pluie qui s'infiltre dans le sol, et entraînés jusque dans la nappe.

La gestion des ressources en eau de ces nappes à ressources renouvelables doit tenir compte du fait que leur réalimentation ne provient qu'épisodiquement à l'occasion d'averses entraînant un ruissellement général et consistant. La qualité chimique de leurs eaux est sujette à des variations qui résultent d'une intensification de l'exploitation ou de l'absence d'alimentation.

Tenant compte de ces éléments, la gestion des ressources en eau de ces nappes passe par l'intensification de leur alimentation afin qu'elles puissent faire face à la forte exploitation qu'elles subissent en périodes de sécheresse. Le renforcement de l'alimentation de ces nappes se conçoit par des opérations de recharge artificielle moyennant certains aménagements qui font profiter ces aquifères de l'excès d'eau de ruissellement. Ainsi, il a été constaté que l'apport supplémentaire à l'alimentation de ces nappes peut être de 1 à 2,5 son alimentation annuelle moyenne [11].

L'exploitation de ces nappes se fait souvent à l'aide de puits de surface ou de forages. Une bonne répartition de ces ouvrages dans l'espace est de nature à éviter l'interférence mutuelle de l'effet des uns sur les autres. Dans la mesure où ces nappes sont exploitées dans des zones de pâturage, l'espacement des puits permet de mieux préserver le couvert végétal et d'éviter le surpâturage.

Eaux souterraines fossiles

Les nappes profondes des régions arides et semi-arides ne sont accessibles à l'alimentation actuelle que sur des aires de faible extension. Cette alimentation est souvent faible ce qui fait que la majeure partie des ressources de ces nappes est constituée par des eaux fossiles. L'exploitation de ces ressources doit se faire, donc, en tenant compte du caractère non ou faiblement renouvelable de ces eaux et des changements de qualité qui peuvent résulter de l'intensification de leur mobilisation.

Ces nappes se caractérisent par une géométrie complexe d'aquifères multicouches et une fonction de stockage importante. Souvent captives, ces nappes réagissent à l'exploitation par décompression qui agit sur des grandes superficies, alors que les changements de qualité restent localisés au niveau des zones de forts prélèvements. La mise en exploitation de ces nappes se fait dans le but de répondre à tous les besoins d'un environnement qui manque d'eau et au sein duquel la désertification est un danger constant. La création

de nouvelles superficies irriguées constitue ainsi une option de lutte contre l'avancée du désert et permet l'exploitation des terres qui étaient auparavant recouvertes par des dunes.

L'eau de ces nappes est souvent exploitée dans les oasis où les cultures irriguées constituent la principale activité consommatrice d'eau. Un surplus d'irrigation est à l'origine de la salinisation des terres, d'où la nécessité d'avoir recours au drainage pour la préservation ou la récupération d'une partie de ces terres.

D'autre part, le déficit en eau dans les oasis peut être également à l'origine de la dégradation des cultures et du sol. Ainsi, l'eau est dans les oasis un facteur d'équilibre du milieu, de préservation de ses ressources naturelles et de leur valorisation économique. C'est à travers la mobilisation des ressources en eau des nappes sahariennes par une irrigation équilibrée que des terres dégradées dans les oasis ont pu être récupérées par amendement, lessivage et drainage appropriés.

L'eau de ces nappes est également utilisée pour la création de points d'eau pour l'abreuvement du cheptel sur les parcours ainsi que pour la création de zones de plantations arbustives ou fourragères, ce qui peut être considéré dans ces régions comme un moyen de valorisation des terres dégradées. La répartition de ces points d'eau répond à l'objectif d'assurer une certaine densité de cheptel qui garantisse l'auto-regénération de la végétation naturelle.

Cette planification de la répartition des points d'eau sur les zones de pâturage est aussi un moyen indirect pour limiter l'effet de l'érosion éolienne et la désertification.

Conclusion

L'eau constitue dans les régions arides et semi-arides du sud-tunisien un facteur essentiel de développement. Elle est ainsi retenue à la base d'une multitude d'ouvrages hydro-agricoles dont l'objectif est la valorisation de la ressource en même temps qu'ils servent à la préservation et à la valorisation des terres dégradées.

Les actions de préservation sont conçues sous forme d'ouvrages limitant l'érosion hydrique. Celles relatives à la valorisation des terres dégradées consistent en une bonne gestion des ressources hydrauliques et ceci par leur utilisation rationnelle et la répartition adéquate des ouvrages d'exploitation.

La gestion optimisée de ces ressources a ainsi permis le développement des périmètres irrigués ainsi que celui des cultures fourragères. La bonne répartition des points d'eau à travers les zones de pâturage permet de minimiser l'impact de la charge animale sur la productivité de ces terres, et garantit une production fourragère dont l'auto-regénération est régularisée.

Ainsi, la ressource en eau est prise dans cet environnement très sensible à la surexploitation comme un élément de production en même temps qu'il est un élément correcteur de tout excès d'utilisation ou d'exploitation des ressources en sols ou de la végétation naturelle.

Références

1. Fersi M. (1976). Caractéristiques hydrologiques du sud tunisien. Séminaire de la Recherche scientifique et de développement des zones arides de la Tunisie. Tozeur, 26-28 novembre 1976, ministère de l'Agriculture, 1979 : 71-77.
2. Mtimet A. (1989). Impact des ouvrages de CES sur le développement des sols : cas des jessours de Matmata (sud-tunisien). Sémin. sur l'élaboration d'une stratégie des projets de C.E.S., Gabès, 16-18 mai 1989 (7 p).
3. Ammami S. (1984). Les aménagements hydrauliques traditionnels de Tunisie. Centre de Recherche du Génie Rural. ministère de l'Agriculture (Tunisie) (69 p).
4. Mamou A. (1992). Techniques de maîtrise des eaux de surface dans le sud-tunisien. Sémin. Nation. de C.E.S., Gafsa, 29-30 mai 1992 (15 p).
5. Bourges J. (1974). Aperçu sur l'hydrologie du centre-sud tunisien. Réseau d'observations et crues exceptionnelles. DRES, Gabès (ministère de l'Agriculture), décembre 1974 (74 p).
6. Ayadi M., Ben Baccar B. (1992). Note sur la mobilisation des ressources hydrauliques et les possibilités de leur aménagement dans le bassin versant d'oued Zeuss. DGRE, Tunis (ministère de l'Agriculture), mai 1992 (17 p).
7. Besbes M. (1978). L'estimation des apports aux nappes souterraines : un modèle régional d'infiltration efficace. Thèse de Doctorat d'État des Sc. Nat. présentée à l'Université P-M. Curie le 21 décembre 1978 (270 p).
8. Pallas Ph. (1984). Water resources of the Socialist People's Libyan Arab Jamahiriya. Secret. of dams and water resources. SPLAJ, Tripoli, 1978 (9 p).
9. Mamou A. (1983). Étude hydrogéologique de Sabkhet Oum El Khialet. DRE, Tunis (ministère de l'Agriculture), juin 1983 (41 p).
10. Ben Ouezdou H., Kallel R., Mamou A. (1990). Les pluies exceptionnelles de janvier 1990 en Tunisie : les conséquences hydrologiques, hydrogéologiques et géomorphologiques. *CR Acad Sc Paris* ; t. 311, série II : 1375-1382.
11. Mamou A., Khalili B. (1989). La recharge induite au niveau de la nappe de l'underflow de Métameur. DRE, Tunis (ministère de l'Agriculture), mars 1989 (45 p).
12. Mansouri R. (1992). Impact de l'exploitation et de la recharge sur l'évolution des caractéristiques hydrodynamiques et hydrochimiques du réservoir carbonaté de Zeus-Koutine. Ressources en Eau de Tunisie (ministère de l'Agriculture) ; 13 : 95-106.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 113-126.

7

Impact des travaux anti-érosifs sur les crues et le transport solide en Tunisie centrale

M. BERGAOUI [1], H. CAMUS [2]

1. *École Supérieure des Ingénieurs de l'Equipement Rural, Medjez el-bab, Tunisie*
2. *ORSTOM Tunis, Tunisie*

Dans les zones semi-arides, voire arides, caractérisées par une pluviométrie faible et très irrégulière, les facteurs climatiques jouent un rôle considérable sur la perte en sol. En effet, en arrivant au sol, la pluie agit par ses différentes composantes, à savoir la hauteur de pluie tombée, son intensité, sa distribution spatio-temporelle.

Dans certaines conditions, le processus d'érosion peut être déclenché [1]. Les particules du sol détachées se trouvent transportées par ruissellement. En absence d'aménagements anti-érosifs, ces particules finiront, en un temps plus ou moins long, par venir se déposer dans les retenues, provoquant ainsi leur envasement et limitant de ce fait leurs capacités de stockage et également leur durée de vie.

Pour tenter d'atténuer l'ampleur de ces phénomènes et essayer d'agir d'une façon efficace pour sauvegarder le milieu physique, il est nécessaire de connaître avant tout la relation pluie-ruissellement-érosion afin de déterminer les facteurs les plus significatifs, responsables de l'érosion hydrique.

Les résultats présentés ici sont relatifs aux observations faites sur les micro-bassins expérimentaux de Tebaga au cours de la période 1987-1993. Nous déterminerons, dans un premier temps, l'impact des travaux anti-érosifs sur les hydrogrammes de crues, leurs

caractéristiques et leurs formes et le transport solide. Enfin, prenant en compte les événements érosifs, nous avons calé un modèle statistique de régression multiple qui donne des résultats satisfaisants.

Caractéristiques physiques des micro-bassins versants de Tebaga

Les micro-bassins versants expérimentaux de Tebaga sont situés dans le djebel Semmama à une quinzaine de kilomètres de la ville de Sbeitla. Ils se trouvent inclus dans le bassin versant de l'oued Zioud, qui, avec l'oued Dhiar et l'oued Diss, constitue en aval l'oued El Hissiane (Figure 1).

Caractéristiques physiques des micro-bassins

Les caractéristiques morphométriques des micro-bassins versants sont résumées dans le Tableau I [3, 4].

Tableau I. Caractéristiques morphométriques des micro-bassins versants.

Nom du bassin versant	Tebaga 1	Tebaga 2	Tebaga3
Surface (km^2)	0,0081	0,0079	0,0332
Périmètre (Km)	0,3600	0,3600	0,7500
Coefficient de forme (Kc)	1,1300	1,2000	1,1500
Longueur du rectangle équivalent (km)	0,1030	0,1290	0,2290
Largeur du rectangle équivalent (km)	0,0780	0,0610	0,1450
Altitude maximale (m)	975	960	932,5
Altitude minimale (m)	905	902,5	880,8
Altitude moyenne (m)	937	917,7	890,6
Indice de pente globale : Ig (mm/m)	0,5670	0,4000	0,2040
Indice de pente de ROCHE : Ip (m/km)	0,7930	0,6650	0,4670
Dénivelée spécifique : Ds (m)	0,0510	0,0355	0,0371

Dans ce tableau, on remarque que les micro-bassins versants de Tebaga 1 et Tebaga 2 sont de taille très voisine.

Les micro-bassins de Tebaga 1 et Tebaga 2 sont caractérisés par un sol brun calcaire (11). La végétation des trois micro-bassins versants se répartit selon trois classes : ligneux, ligneux bas et herbacées, d'après l'étude phyto-écologique globale du bassin versant de l'oued El Hissiane [2].

Chacun des trois micro-bassins versants est équipé d'appareils de mesure de la pluviométrie, de la limnimétrie et du transport solide [3]. Ce dernier est récupéré dans une fosse à sédiments, vidée et récurée après chaque crue, dans la mesure où celles-ci ne sont pas

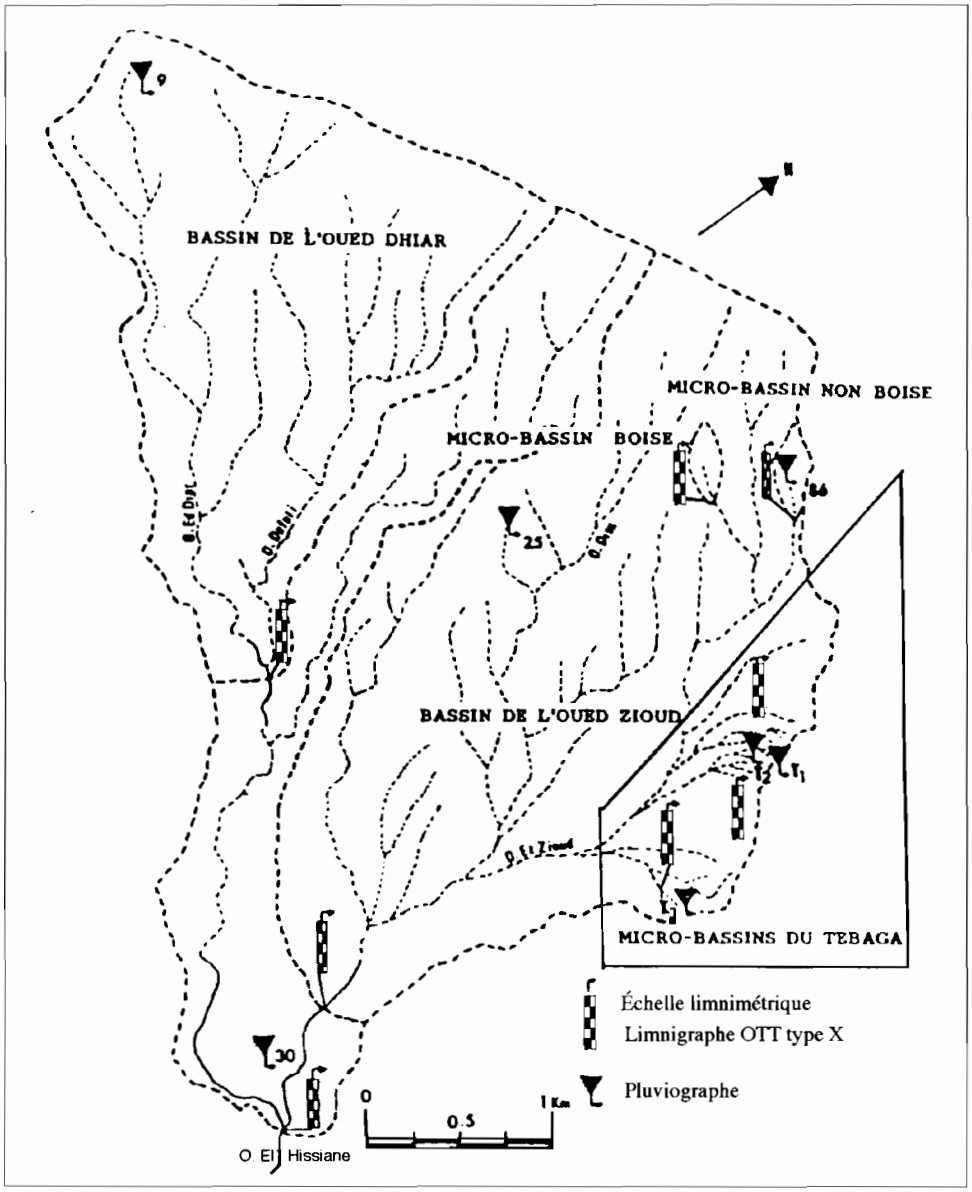


Figure 1. Le bassin versant de l'oued El Hissiane.

trop rapprochées dans le temps. Les dépôts sont séchés à l'air, pour être ensuite pesés et analysés au laboratoire.

Aménagements anti-érosifs

Le plan d'aménagement en travaux anti-érosifs des trois micro-bassins versants de Tebaga a été réalisé en même temps que celui du bassin versant de l'oued Ez-Zioud, sous

la direction de l'équipe de la Conservation des Eaux et des Sols de Kasserine en 1990. Les travaux sur les micro-bassins de Tebaga (Tebaga 1 et Tebaga 3) ont été achevés en octobre 1990, ceux de l'oued Ez-Zioud courant 1992.

Une mise en défens avait été tentée sur les deux micro-bassins versants de Tebaga 1 et de Tebaga 3, afin d'éviter le surpâturage ou l'exploitation des ligneux hauts. Ces micro-bassins versants, compte-tenu de leur morphologie et surtout de leurs pentes, sont aménagés par des travaux de type cordons, murets ou encore petits barrages en pierres sèches. Le rôle des cordons pierreux est avant tout de ralentir le ruissellement et surtout de permettre le stockage des matières solides en amont des cordons. Ces cordons disposés parallèlement aux courbes de niveau jouent un rôle de frein hydraulique en augmentant la rugosité du sol.

Données

L'étude est développée en se basant sur les données collectées durant la période 1987-1993. Pour Tebaga 2, non aménagé, on dispose de sept années de mesures. Pour les deux autres, il y a eu deux campagnes de mesures : l'une avant aménagement, de 1978 à 1990, l'autre après aménagement, de 1990 à 1993. Tous les résultats du dépouillement des données brutes se trouvent dans le rapport de Mouelhi [4].

Les Tableaux II et III donnent pour chaque micro-bassin le nombre total d'événements enregistrés avant et après aménagement, ainsi que le pourcentage de ceux ayant engendré un ruissellement.

Tableau II. Evénements avant aménagement anti-érosif (1987-1990).

	Tebaga 1	Tebaga 2	Tebaga 3
Période d'observation	1987 - 1990	1987 - 1990	1987 - 1990
Nombre total d'événements pluvieux	110	110	102
Nombre d'événements engendrant un ruissellement	44 (40 %)	44 (40 %)	29 (28 %)
Hauteur ruisselée (mm)	22,80	26,51	26,31
Hauteur ruisselée maximale (mm) (pour un évènement)	3,70 (08 août 1989)	4,89 (08 août 1989)	5,17 (22 août 1989)

Le pourcentage des averses ayant provoqué un ruissellement sur Tebaga 1 est identique à celui de Tebaga 2. Ceci n'est pas surprenant, compte tenu de leur proximité et de leurs caractéristiques physiques et géomorphologiques très semblables.

La somme des hauteurs ruisselées sur Tebaga 1 et Tebaga 2 est quasi identique. La faible différence est peut-être à attribuer, en partie, aux erreurs de mesures.

Le pourcentage des crues engendrant un ruissellement sur Tebaga 3, que ce soit avant ou après aménagement, est inférieur à celui de Tebaga 1 ou Tebaga 2. Ceci montre bien l'effet des caractéristiques physiques, en général, et de la pente, en particulier.

Tableau III. Evénements après aménagement anti-érosif (1990-1993).

	Tebaga 1	Tebaga 2	Tebaga3
Période d'observation	1990 - 1993	1990 - 1993	1990 - 1993
Nombre total d'événements pluvieux	155	155	132
Nombre d'événements engendrant un ruissellement	51 (33 %)	51 (33 %)	31 (23 %)
Hauteur ruisselée (mm)	38,10	79,82	30,78
Hauteur ruisselée maximale (mm)	5,46 (6 nov. 1992)	14,07 (6 nov.1992)	7,72 (6 nov. 1992)

Au cours de la seconde phase, après aménagement des Tebaga 1 et Tebaga 3, on constate une différence significative dans le comportement hydrologique de ces deux bassins. La hauteur ruisselée égale à 38,1 mm pour Tebaga 1 atteint 79,8 mm sur Tebaga 2, soit une différence de l'ordre 52 %.

Les lames ruissellées maximales observées sur Tebaga 1 et Tebaga 2, toutes deux liées à la crue du 6 novembre 1992, sont respectivement de 5,46 mm et 14,07 mm. Pendant cette deuxième phase, on assiste donc à une différence par événement, de l'ordre de 61%.

Nous avons porté sur le graphique de la Figure 2, pour chaque micro-bassin versant, les valeurs des hauteurs ruisselées correspondant à chaque année hydrologique afin de montrer l'impact des travaux anti-érosifs sur le ruissellement.

On observe qu'en l'absence de traitement anti-érosif les valeurs des hauteurs ruisselées pour chaque micro-bassin versant sont très voisines. Par contre, après aménagement de Tebaga 1 et 3, la diminution est très significative.

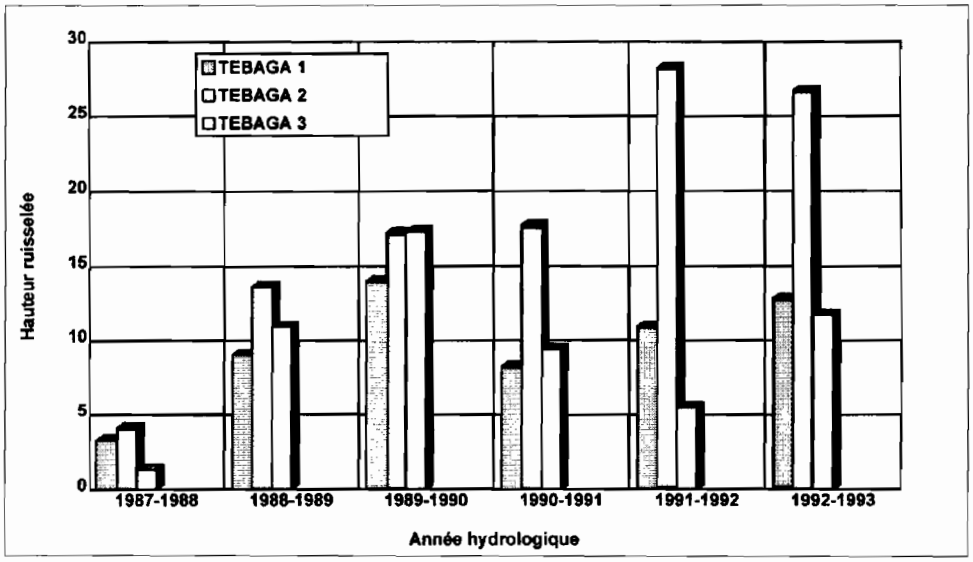


Figure 2. Répartition de la hauteur ruisselée suivant les années hydrologiques.

On peut d'ores et déjà conclure que les travaux de conservation des eaux et des sols permettent une réduction globale significative du ruissellement, dépassant 52 %, réduction pouvant dépasser 60 % pour les crues les plus fortes.

Impact sur les hydrogrammes de crues

Par définition, la crue est la réponse d'un bassin à une averse ou à un épisode pluvieux [5]. Son étude est liée à des grandeurs qui, d'une part, décrivent la variation du débit et, d'autre part, caractérisent l'événement pluvieux qui en est la cause.

L'objectif de cette partie de l'étude est d'obtenir une représentation globale de la forme et des caractéristiques moyennes et maximales des crues observées, afin de quantifier l'impact des travaux anti-érosifs réalisés sur deux des trois micro-bassins versants expérimentaux étudiés.

Analyse des crues

Après un examen de toutes les crues observées, et au vu du tracé des hydrogrammes, nous avons pu classer l'ensemble des crues en deux groupes :

- crues complexes, résultant d'une averse complexe, à plusieurs pics ;
- crues à pointe unique provoquées par une averse de courte durée et de forte intensité.

Dans cette partie de l'étude, on s'est intéressé uniquement à l'étude des crues simples.

Pour cela, nous avons tracé, pour chaque micro-bassin, les hydrogrammes enveloppes et médians. La méthodologie adoptée est la suivante.

Les hydrogrammes sont tous centrés sur la pointe maximale de crue. Ensuite, on prend les valeurs maximales par tranche pour l'hydrogramme enveloppe, et la moyenne des valeurs pour l'hydrogramme médian. Sur les averses correspondantes à ces hydrogrammes, nous avons procédé de la même façon pour tracer les hyétogrammes médians et enveloppes.

L'examen des hydrogrammes tracés (Figures 3 et 4) montre que les crues sont écrêtées après aménagement du micro-bassin versant. En effet, l'hydrogramme passe d'une forme très aiguë à une autre plus étalée (cas Tebaga 1 et 3). Cette diminution du débit maximum s'accompagne d'une augmentation du temps de base et d'une diminution du volume ruisselé. Les conclusions suivantes sont à retenir :

- une diminution significative du débit maximum (variation en moyenne de l'ordre de 32 % jusqu'à un maximum de 50 %) ;
- une augmentation du temps de montée de l'ordre de 3 à 5 minutes ;
- une augmentation du temps de base de l'ordre de 20 à 35 minutes.

La superposition des hydrogrammes obtenus pour Tebaga 1 après aménagement et pour Tebaga 2, bassin témoin (Figure 4) nous a permis de tirer les résultats regroupés dans le Tableau IV.

Le graphique de la Figure 5 montre l'impact des travaux de conservation des eaux et des sols sur le débit maximum.

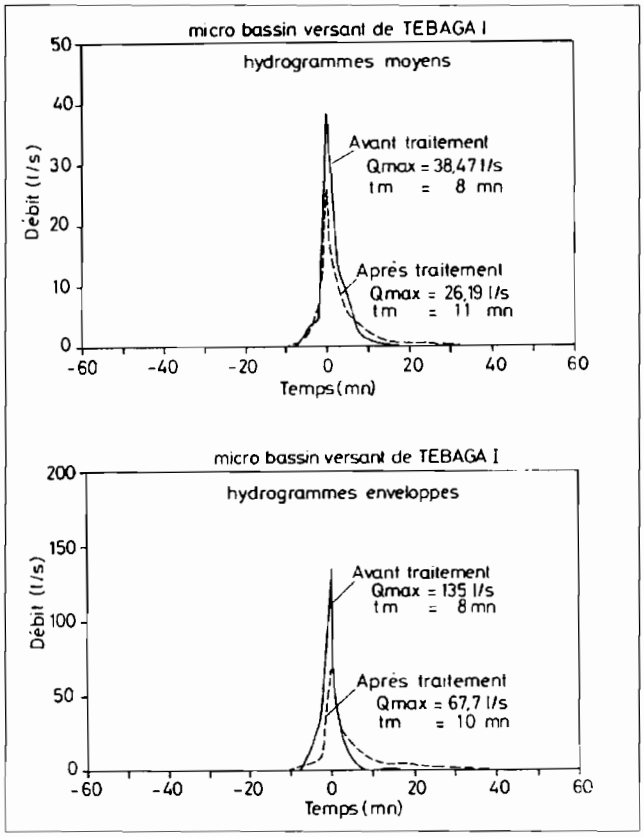


Figure 3. Hydrogrammes moyens et enveloppes.

Tableau IV. Comparaison des débits maxima observés à Tebaga 1 et 2.

	Tebaga 1 (Après aménagement)	Tebaga 2 (Non aménagé)	Rapport (%) Q1/Q2	Ecart relatif (%) (Q2-Q1)/Q2
Débit maximum (l/s) (Hydrog. enveloppe)	67,7	219,9	31	69
Débit maximum (l/s) (Hydrog. moyen)	26,19	54,52	48	52

Suite aux travaux de conservation des eaux et du sol, les débits maxima ont subi une diminution très nette. L'écart relatif, par rapport au bassin témoin, varie de 52 % (en moyenne) à 69 % (au maximum). En ce qui concerne le volume ruisselé, on a constaté une baisse de l'ordre de 30 % .

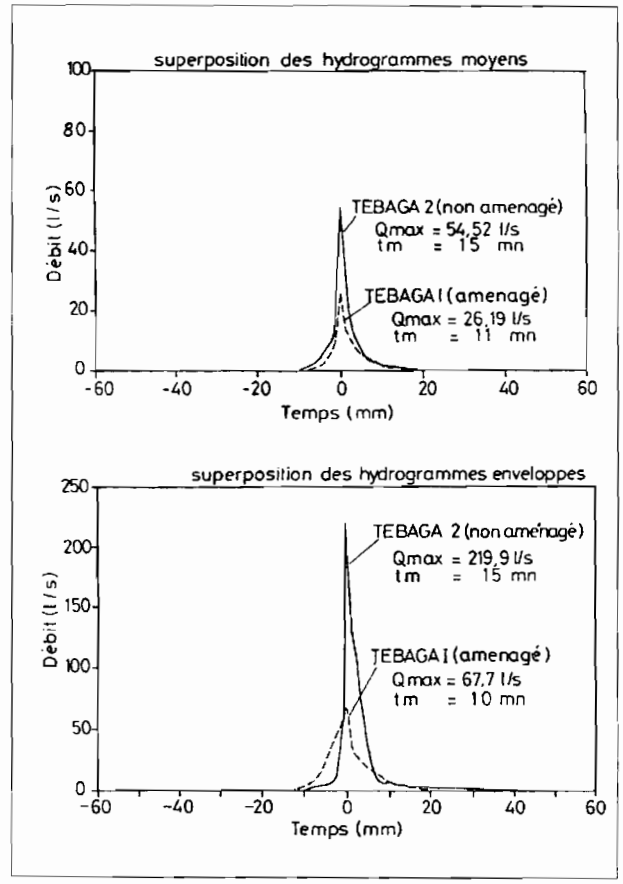


Figure 4. Superposition des hydrogrammes moyens et enveloppes.

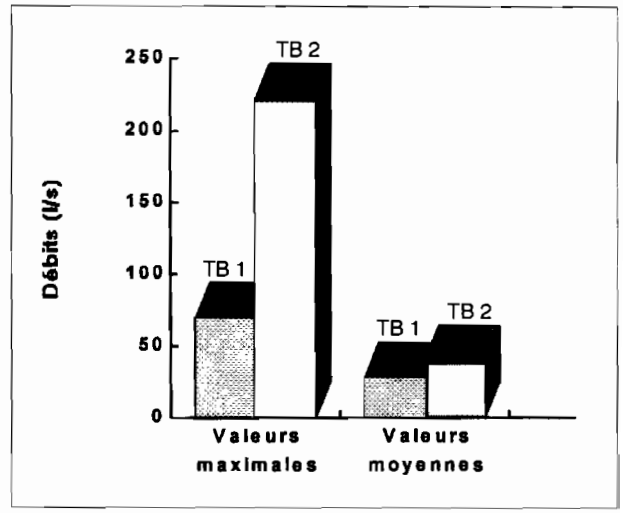


Figure 5. Impact des travaux de CES sur le débit maximum de crue.

Impact des travaux anti-érosifs sur le transport solide

Pour montrer l'impact significatif des travaux anti-érosifs sur le transport solide, nous donnons dans le tableau V la valeur du transport solide spécifique annuel (tonne/ha), mesurée sur les trois micro-bassins versants.

Tableau V. Transport solide spécifique annuel(t/ha).

	1987-1988	1988-1989	1989-1990	1990-1991	1991-1992	1992-1993
Tebaga 1	0,195	5,001	1,308	0,518	0,390	0,748
Tebaga 2	0,204	4,265	1,276	0,964	3,918	5,649
Tebaga 3	0,063	1,585	0,892	0,088	0,035	0,032
R1/2 %	96	117	102	54	10	13
R3/2 %	31	37	70	9	1	0,6

On remarque que les rapports R1/2 (l'aménagement de Tebaga 1/Tebaga 2) et R3/2 (Tebaga 3/Tebaga 2) diminuent très sensiblement à partir de 1990-1991.

L'érosion sur le micro-bassin versant de Tebaga 1 semble un peu plus importante que sur le Tebaga 2 pour les trois années correspondant à l'absence d'aménagements. En effet, un rapport moyen de 1,05 existe entre le transport solide spécifique annuel à Tebaga 1 par rapport à Tebaga 3, mais, après aménagement, ce rapport n'est plus que de 0,26. Ce qui signifie qu'après aménagement le transport solide a subi une réduction de l'ordre de 79 %. Sur Tebaga 3, le transport solide diminue également très sensiblement après aménagement, passant de 1,6 tonne par hectare en 1988 à 0,032 tonne par hectare en 1992.

Dans le but de mieux visualiser le rôle des travaux anti-érosifs, nous avons représenté sur le graphique de la Figure 6, les variations du transport solide durant toute la période d'observation 1987-1993.

On peut noter qu'à partir de la quatrième année les valeurs de transport solide restent fortes sur Tebaga 2, alors qu'elles diminuent sensiblement sur le Tebaga 1 et Tebaga 3.

Ainsi, après aménagement des micro-bassins, le transport solide a subi une réduction de l'ordre de 79 %. Les particules transportées au cours des crues se trouvent piégées en amont des différents cordons et barrages en pierres sèches.

Essai de modélisation du transport solide

Dans le but de déterminer les paramètres explicatifs du transport solide, en tenant compte des aménagements, et de proposer un modèle simple bati sur une approche statistique, nous avons basé notre démarche sur l'analyse des corrélations multiples entre la variable à expliquer (transport solide) et les variables explicatives (pluie, débit,...).

Le transport solide nécessite comme toute action une source d'énergie. En ce qui concerne l'érosion hydrique, cela commence par la pluie et s'étend au ruissellement. Tous

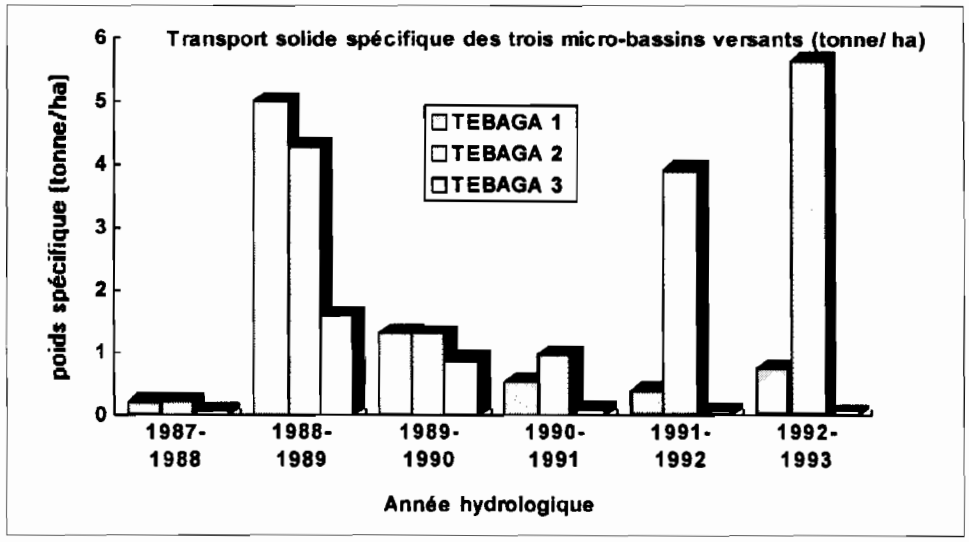


Figure 6. Transport solide spécifique des trois micro-bassins versants(tonne/ha).

les auteurs confirment que le facteur essentiel de l'érosion est la pluie [6-8]. L'énergie des gouttes de pluie désagrège les fines particules du sol qui peuvent ensuite être entraînées par le ruissellement.

Ce dernier mécanisme est observé sur les terrains de pentes moyennes ou plats [9], où s'observe un ruissellement en nappe. Très rapidement, surtout lorsque les pentes sont relativement fortes, se créent des rigoles puis des ravines où le rôle érosif du ruissellement peut devenir très important.

Étude des corrélations multiples

Le phénomène de transport solide se manifeste lors d'un événement averse-crue, c'est-à-dire, lorsque la pluie engendre du ruissellement. Il est donc important de s'appuyer sur un certain nombre de paramètres définissant la séquence averse-crue.

Le traitement a été fait sur les données observées au niveau des micro-bassins versants de Tebaga 1 (avant et après aménagement) et Tebaga 2 (1987-1993). Pour ce dernier, la taille de l'échantillon est de 32 valeurs, tandis que, pour Tebaga 1, elle est de 16 avant aménagement et 19 après aménagement. Les événements analysés correspondent à ceux utilisés lors de l'étude des hydrogrammes de crues.

Cas de Tebaga 1 avant aménagement

Dans un premier temps, nous avons procédé à une analyse de la matrice des corrélations partielles liant toutes les variables sélectionnées, afin d'analyser leur indépendance et d'évaluer le poids de chacune des variables explicatives dans la détermination de la variable à expliquer. Ensuite ont été testés plusieurs modèles de régressions multiples en utilisant comme critère de validation le coefficient de détermination et le graphique des résidus.

Le modèle retenu, dans le cas de Tebaga 1, est le suivant :

$$Pt = (50{,}29 + 0{,}18xQm + 126{,}19xLr^2 + 0{,}07xI30^3) - 1{,}32xI30^2$$

Avec Pt : poids du transport solide, en kg
Qm : débit maximal de crue, en l/s
Lr : hauteur de la lame ruisselée, en mm
I30 : intensité maximale en 30 minutes, en mm/h

Pour un nombre de 16 observations le coefficient de détermination est de 98 %, sachant toutefois que la lame ruissellée explique à elle seule 92 % de la variance du transport solide.

Le graphique des résidus confirme la qualité de la régression retenue (Figure 7).

Cas de Tebaga 1 après aménagement

En procédant de la même façon pour Tebaga 1 après aménagement, nous avons constaté que le débit maximum (Qm) était la variable explicative principale du transport solide, suivie de l'intensité, mais que la lame ruisselée n'avait aucune influence.

Le modèle retenu est le suivant :

$$Pt = (8{,}38xQm + 0{,}01xI30^3) - 0{,}14xI30^2$$

avec un coefficient de détermination de 97 % et un nombre d'observations de 19 (Figure 8).

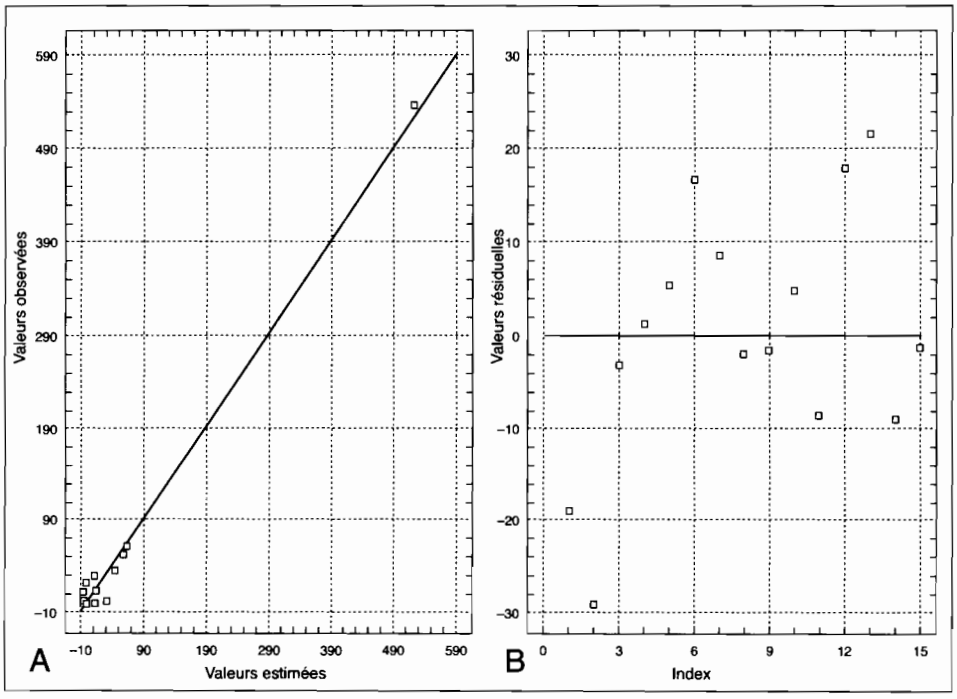


Figure 7. Corrélation entre valeurs observées et valeurs estimées. **A.** Tebaga 1 avant aménagement. **B.** Graphique des résidus.

Le graphique des résidus montre bien une allure aléatoire, ce qui confirme la régression retenue (Figure 8).

Cas de Tebaga 2 (non aménagé)

Pour le micro-bassin de Tebaga 2 (non aménagé), nous constatons que les variables les plus explicatives sont la lame ruisselée (Lr) et le débit maximum (Qm). Elles expliquent 98 % de la variance du transport solide.

Le modèle retenu est le suivant :

$$Pt = (5{,}96Qm + 21{,}8xLr^2 + 0{,}003xI30^3) - 0{,}1xI30^2$$

avec un coefficient de détermination de 98 % calé avec 32 valeurs.

Le graphique de la Figure 9 illustre la qualité du modèle.

Interprétations

Pour les différents modèles proposés, la partie positive représente le poids des particules arrachées par splash ou par ruissellement, tandis que la partie négative représente la partie transportée qui s'est sans doute redéposée avant d'arriver à l'exutoire. Certes les modèles retenus semblent expliquer correctement les variations du transport solide,

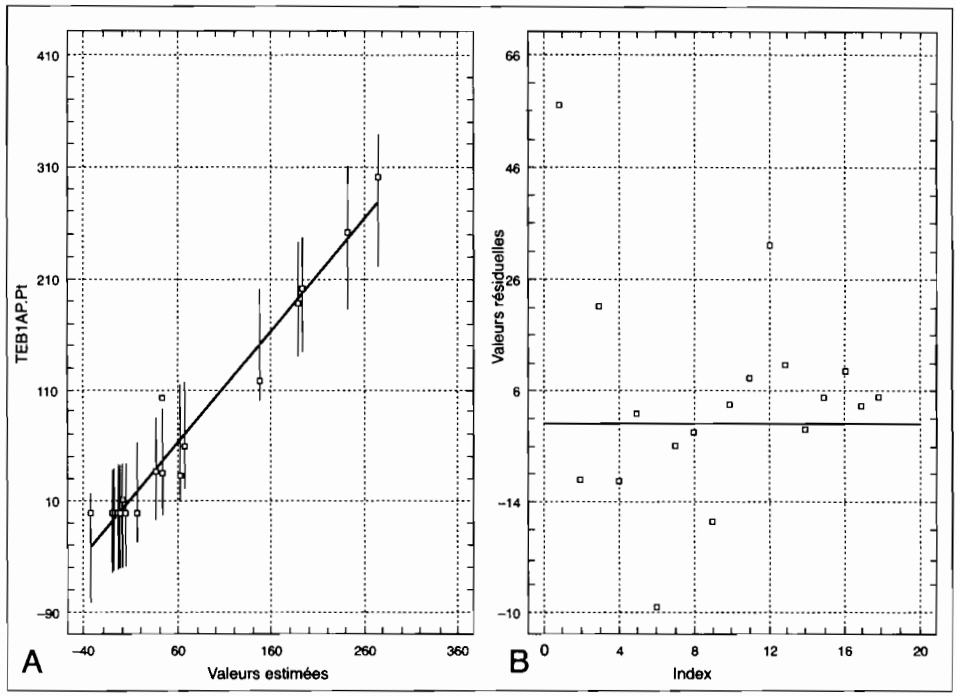


Figure 8. Corrélation entre valeurs observées et valeurs estimées. **A.** Tebaga 1 après aménagement. **B.** Graphique des résidus.

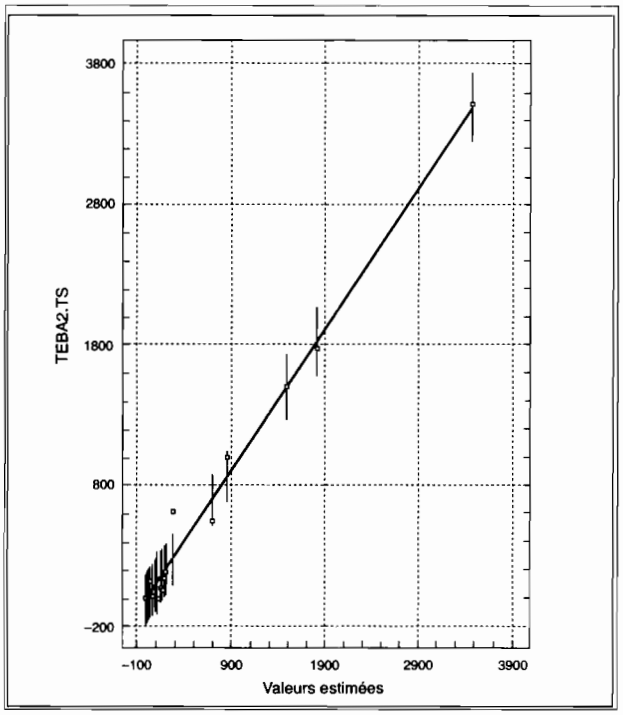


Figure 9. Valeurs observées et valeurs estimées (Tebaga 2)

cependant, il faudrait optimiser les paramètres des modèles ajustés empiriquement [10] et les valider. Il serait intéressant, de plus, de vérifier leur transposabilité à des bassins versants. Par ailleurs, on a constaté qu'avant aménagement des micro-bassins versants le paramètre qui explique le plus le transport solide est la lame ruisselée. Par contre, après aménagement, la lame ruisselée est remplacée par le débit maximum, en premier lieu, puis par l'intensité en 30 minutes, ce qui laisserait à penser que les plus forts débits jouent alors un rôle important, une partie du ruissellement restant peu actif.

Ceci peut s'expliquer par le fait que le ruissellement se trouve freiné par les différents traitements de conservation des eaux et du sol, sauf dans le cas de crues suffisamment fortes (débit et intensité importants).

Dans notre approche, nous n'avons pas inclus le couvert végétal du sol, qui joue un rôle important dans les phénomènes d'érosion hydrique. Il faut préciser que, sur les bassins étudiés, la végétation ne croît d'une manière significative que lors des années de bonne pluviosité. En règle générale, le sol est presque nu.

Conclusion

La comparaison du comportement hydrologique et du transport solide observés sur les micro-bassins de Tebaga durant deux campagnes de mesures, avant traitement (1987-1990) et après traitement (1990-1993), nous a permis d'aboutir aux résultats suivants :

- avant aménagement, l'hydrogramme (enveloppe et médian) de crue présente un seul pic avec un temps de montée très court, une phase de décrue rapide et un débit de pointe très important ;
- après aménagement, la forme de l'hydrogramme est plus étalée, le temps de réponse est beaucoup plus long avec surtout un temps de base plus important et un débit de pointe (Qm) réduit de 50 % ;
- diminution du volume ruisselé, évalué à près de 30 % ;
- diminution très nette du transport solide évalué à près de 80 %. Il reste à savoir si, au fil des années, ces travaux ne seront pas menacés d'envasement ;
- le transport solide pourrait être expliqué par la lame ruisselée, le débit maximum et l'intensité maximale de pluie en 30 minutes (I30). En effet, l'érosion hydrique observée est due essentiellement au détachement des particules du sol par les précipitations (Intensité) et le ruissellement, ce dernier étant lui même lié aux précipitations.

Certes, notre approche globale nous a permis de mettre en évidence l'impact des travaux anti-érosifs sur le ruissellement et l'érosion. Toutefois, une analyse par événement averse-crue devrait être envisagée afin de déterminer :
- la position de l'intensité maximale de l'averse ainsi que la forme et les caractéristiques du hyétogramme type ;
- la quantité de sédiments transportés par charriage redéposée au cours d'une averse.

Références

1. Bergaoui M., Camus H. (1994). Étude statistique des averses sur le bassin versant de l'oued Ez-Zioud (Djebel Semmama, Tunisie centrale). *Les Annales Maghrébines de l'Ingénieur* ; 8(2) (19 p).
2. Joffre R. (1987). Notice des cartes de la végétation du bassin versant de l'oued El Hissiane. Centre ORSTOM, Tunis (16 p).
3. Camus H., *et al.* (1987). Rapport d'installation de 3 micro-bassins versants expérimentaux dans la région de Sbeitla pour l'évaluation de l'impact des travaux anti-érosifs de la CES. DGRE/ORSTOM/CES, Tunis (26 p).
4. Mouelhi S. (1993). Impact des travaux anti-érosifs. Micro-bassin de Tebaga. Stage d'été, juillet août 1993. ORSTOM-Tunis.
5. Roche M. (1963). *Hydrologie de surface*. Gauthier-Villars, Paris (424 p).
6. Wischmeir W.H.,Smith D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning US. Departement of Agriculture. *Agriculture Handbook* n° 537 (58 p).
7. Henensal P. (1986). L'érosion externe des sols par l'eau. Approche quantitative et mécanismes. Rapport de recherche du Laboratoire des ponts et chaussées ; n° 138 (76 p).
8. Keith R., Cooley R. (1980). Erosivity values for individual desing storms. *J of Irr and Dra* ; vol. 106 (juin) : 135-145.
9. Ellison W.D. (1945). Two devices for measuring erosion. *Agr Engr* ; 25 : 53-55.
10. Rosenbrock H.H. (1960). An automatic method of finding the greatest of least value of function. *Computer J* ; Vol. 3 : 175-184.
11. Delhoume J.P., Barbery J. (1985). Étude en milieu méditerranéen semi-aride (Djebel Semmama). Ruissellement et érosion en zone montagneuse en Tunisie centrale. Résultats 1975-1978.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 127-137.

8

Réhabilitation de vertisols dégradés (sols *hardés*) au Nord-Cameroun

D. MASSE [1], P. DONFACK [2], C. FLORET [3],
R. PONTANIER [4], L. SEINY-BOUKAR [2]

1. ORSTOM, BP 1386, Dakar, Sénégal
2. ORSTOM, IRA, BP 33, Maroua, Cameroun
3. CNRS/CEFE, Montpellier, France
4. ORSTOM, BP 434, 1004 El Menzah, Tunisie

Cette étude concerne l'amélioration du régime hydrique d'un faciès de dégradation très accentuée des vertisols en vue de leur réhabilitation en zone soudano-sahélienne camerounaise.

Beaucoup d'auteurs ont noté la grande sensibilité des vertisols à la dégradation et à l'érosion non seulement en Afrique [1], mais aussi sous d'autres continents, comme en Inde [2] ou en Australie [3].

Au Cameroun, les phénomènes de dégradation des vertisols se caractérisent par la déstructuration de l'épipédon en relation avec la baisse de leur teneur en matière organique, la généralisation des pellicules de battance et la disparition de leurs fentes de retrait [4, 5]. Le résultat final est un fort dysfonctionnement du régime hydrique (pertes importantes par ruissellement, diminution des capacités d'emmagasinage de l'eau de pluies), qui génère l'augmentation du stress hydrique pour la végétation (raccourcissement de la durée et diminution de la disponibilité en eau pour la plante). Cette dégradation des sols contribue donc à terme à la détérioration biologique de l'écosystème et à la baisse de fertilité du milieu [6].

Différents stades de dégradation des vertisols ont été mis en évidence. Le terme *hardé* désigne le faciès de terres aux propriétés physico-hydriques les plus défavorables. Ces

terres ne sont généralement plus cultivées et ne conservent qu'un usage essentiellement pastoral et éventuellement de production de bois. Cependant, la pression démographique et le besoin en terre de culture obligent les paysans à réexploiter ces sols pour une production de sorgho de contre-saison [7], ce qui nécessite les actions de réhabilitation de ces vertisols excessivement dégradés [8, 9].

L'aménagement, l'utilisation et la conservation des vertisols ont fait l'objet de nombreux travaux. Yule [3] ainsi que Mitchell [10] considèrent que la mise en culture doit obligatoirement s'accompagner d'un contrôle du ruissellement par des techniques culturales appropriées. Au Nord-Cameroun, Seiny-Boukar *et al.* [11] considèrent que "l'amélioration de l'efficacité des pluies dans la recharge hydrique des vertisols dégradés est indispensable non seulement pour la régénération du milieu naturel, mais aussi pour une réhabilitation à usage agricole des terres abandonnées par les paysans". L'amélioration de leur régime hydrique passe par la limitation des pertes en eau par ruissellement, et surtout par l'augmentation des quantités d'eau "infiltrables", le but étant de régulariser les disponibilités en eau pour les plantes.

Les sols *hardés*, en vue de leur réactivation biologique, doivent donc faire l'objet, dans un premier temps, d'une tentative de remise en fonctionnement hydrique. C'est pour cela que l'augmentation des réserves en eau du sol, liée à une amélioration de la structure et de la porosité, doit être concomitante à une augmentation des teneurs en matière organique, pour redonner à ces sols des statuts leur permettant d'assurer une production agropastorale durable. Différentes interventions ont été testées en parcelles d'expérimentation ; des petits aménagements hydro-agricoles et des pratiques culturales réalisables par le paysan ont été privilégiés. Le suivi des réserves hydriques du sol a permis d'évaluer leur impact sur le fonctionnement hydrique. Les résultats présentés dans ce travail concernent quatre années d'observations.

Matériels et méthodes

Les sites étudiés

La zone d'étude se situe dans la province de l'extrême-nord du Cameroun, approximativement entre le 10e et le 13e parallèle Nord. Cette région est dominée par un climat de type soudano-sahélien. La pluviosité moyenne sur les quarante dernières années est d'environ 800 mm, répartie sur 7 mois (de mai à octobre). Si la classe des sols à sesquioxydes est considérée comme le faciès climatique régional, ceux-ci n'occupent pas les surfaces les plus importantes [12]. Des conditions spécifiques locales de stations (mauvais drainages et argiles noires du bassin fluvio-lacustre du lac Tchad) ont permis une pédogenèse orientée vers des vertisols [13]. Les principales formes de végétation rencontrées sont des steppes à épineux et des prairies périodiquement inondées.

Les parcelles d'expérimentation ont été installées sur le bassin versant du mayo Mouda, où les vertisols dégradés abondent, à 40 km de la ville de Maroua. Le site choisi est caractéristique des sols *hardés* de la région [5].

En fin de saison sèche, l'aspect de surface des sols *hardés* est une juxtaposition de taches claires et sombres. Les tâches sombres correspondent aux zones de développement de la végétation ; on y note la présence d'une graminée pérenne *Sporobolus festivus*. Les

ligneux présents sont, entre autres, *Lannea humilis* et *Dychrostachys glomerata*. Les taches claires sont des zones sans végétation. Le profil pédologique est caractérisé par un horizon superficiel sablo-argileux massif et compact, recouvert d'une épaisse pellicule de battance. Cet horizon, épais de 5 à 20 cm et très compact, recouvre, souvent par un contact planique, un horizon sous-jacent argileux et vertique présentant en profondeur des nodules calcaires.

Les aménagements testés

Pour favoriser l'infiltration de l'eau et assurer des conditions d'une réactivation biologique, trois types d'aménagements ont été testés [14] : le *pitting*, les bandes alternées et le *microcatchment* (Figure 1).

Pour le *pitting* ou trouaison, le ruissellement est capté dans des trous confectionnés à la surface du sol. D'une profondeur de 0,15 m, de 1 m de longueur et de 0,30 m de largeur, ces mini-fosses sont disposées, perpendiculairement à la pente, en quinconce sur des lignes séparées de 1 m. La terre excavée est placée en tas sur le bord aval du trou.

Les bandes alternées et le *microcatchment* sont basés sur l'alternance d'une bande labourée, où l'on détruit la croûte de battance par un travail du sol, et d'une bande non labourée située en amont de la précédente ; celle-ci joue le rôle d'impluvium et de collecteur pour la partie aval. La différence entre les traitements bandes alternées et *microcatchment* consiste en l'édification pour ce dernier d'une diguette sur le front aval de la bande labourée, afin d'éviter un ruissellement éventuel au-delà de cette bande.

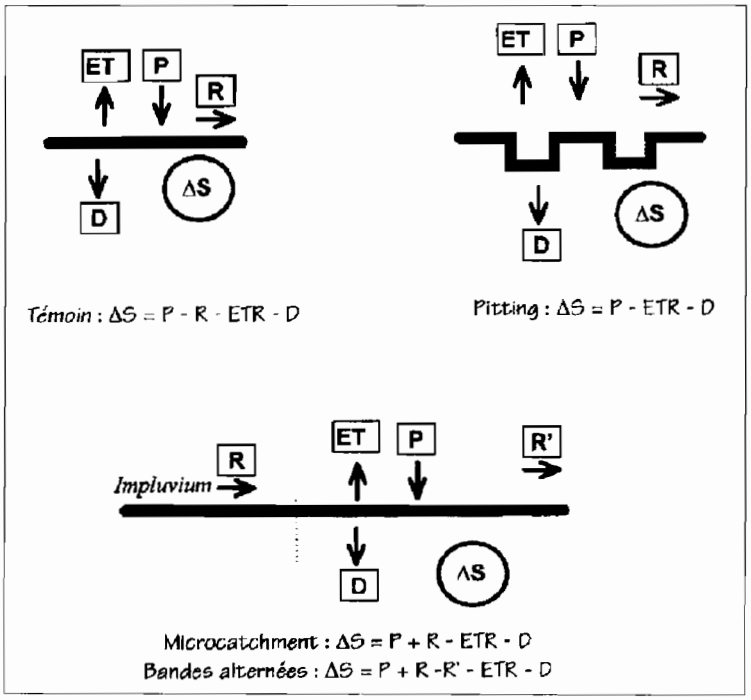


Figure 1. Principes schématiques des différents traitements testés pour la réhabilitation. (ΔS = variation de stock hydrique du sol, P = pluviosité, R = ruissellement, ETR = évapotranspiration réelle, D = drainage).

Dispositif expérimental

Les parcelles élémentaires sur lesquelles sont appliqués les traitements mesurent 15 m de large et 30 m de long. Pour les traitements *microcatchment* et bandes alternées, la parcelle élémentaire comprend donc trois couples impluvium-bande labourée. Tous les traitements sont comparés à une parcelle témoin sans aménagement particulier. L'ensemble est répété une fois. Il y a donc deux blocs de 4 parcelles de 450 m^2 chacune. L'expérimentation a été mise en place en mai et juin 1989 [14].

Le suivi hydrique des sols a été réalisé par des mesures d'humidité du sol par sonde à neutrons [14]. Sur les sols *hardés,* le tube d'accès sur le traitement *pitting*, est placé à 50 cm à l'amont du trou et entre deux trous. Sur les traitements *microcatchment* et bandes alternées, un tube est placé au milieu de la bande labourée, un autre sur l'impluvium correspondant. Au cours de la saison des pluies, la périodicité des mesures a été de 6 à 8 jours, sans qu'il soit tenu compte des événements pluviométriques. En saison sèche, les mesures ont été réalisées tous les 15 jours puis tous les mois à partir du mois de février.

A coté du suivi hydrique des sols, le comportement de la végétation spontanée des sols *hardés* a été observé. La méthode utilisée est celle des points quadrats. Cette méthode permet de caractériser la composition floristique et de quantifier le recouvrement d'une végétation, en mesurant la fréquence de toutes les espèces recensées, et en exprimant, en particulier, cette fréquence en termes de recouvrement. Le suivi a consisté en l'observation de 100 points le long d'une ligne de 10 m, matérialisée par un fil tendu au-dessus de la végétation, sur chaque parcelle et en distinguant bande labourée et impluvium. Ce suivi a été effectué sur les mêmes emplacements, au rythme de trois mesures par an (juillet, août et septembre). Sur le *pitting*, étant donné l'hétérogénéité du milieu liée à la présence rapprochée des trous à la surface du sol, le suivi a concerné également les modifications qualitatives de la végétation ; la longueur des lignes est ici de 20 m pour 100 points de lecture.

Enfin, des analyses de sols ont été réalisées, au terme des quatre années, pour évaluer les modifications concernant les taux de carbone et azote total.

Résultats

Amélioration du régime hydrique

La Figure 2 présente les courbes comparatives d'évolution des réserves hydriques des tranches 0-50 cm, 50-100 cm du sol pour les différents traitements. Pendant toute la saison des pluies, la tranche de sol comprise entre 50 et 100 cm présente peu de variations de réserve pour les 3 types d'aménagement.

Les réserves mesurées sont significativement différentes entre les traitements bandes alternées et *microcatchment,* d'une part, et les traitements *pitting* et témoin, d'autre part. De même, une différence significative apparaît entre les traitements *microcatchment* et bandes alternées pour certaines années, notamment en 1990 et 1991.

La Figure 3 présente le calcul d'un indice de stockage de l'eau. Cet indice est défini en divisant, sur une période de temps donné, le cumul des réserves hydriques totales

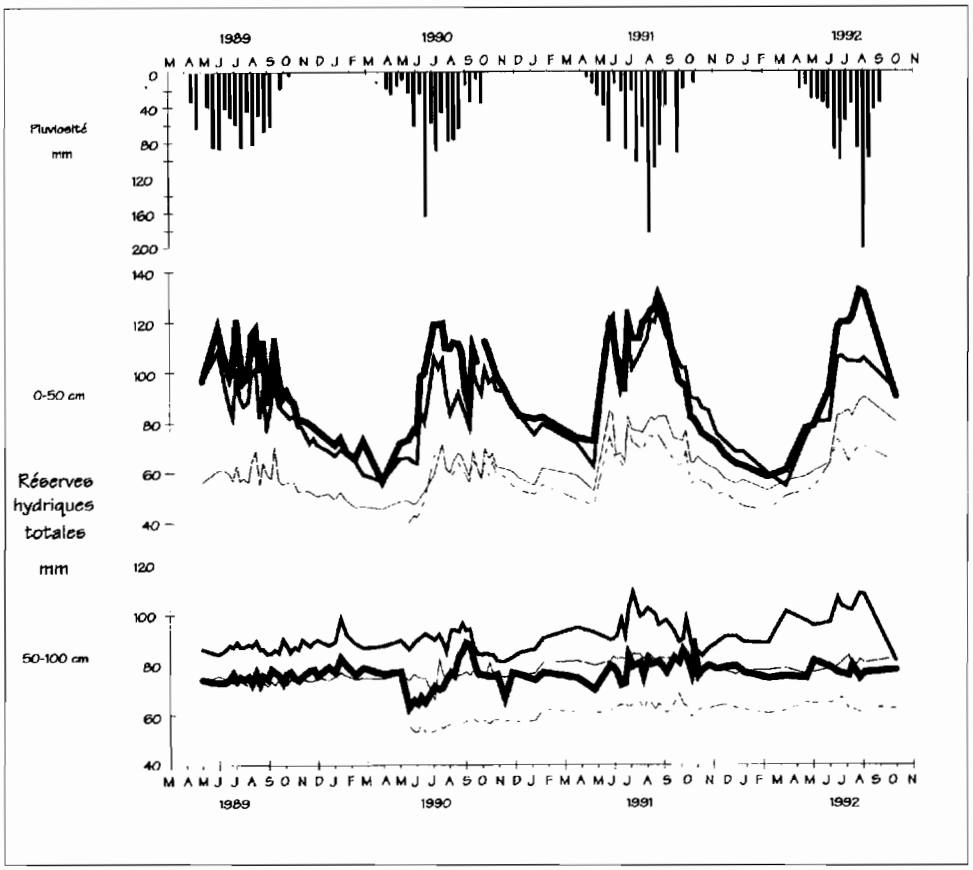


Figure 2. Évolution des réserves hydriques totales sur les sols *hardés* pour les différents aménagements : le *microcatchment* (▬), les bandes alternées (▬), le *pitting* (---), le témoin (- - -).

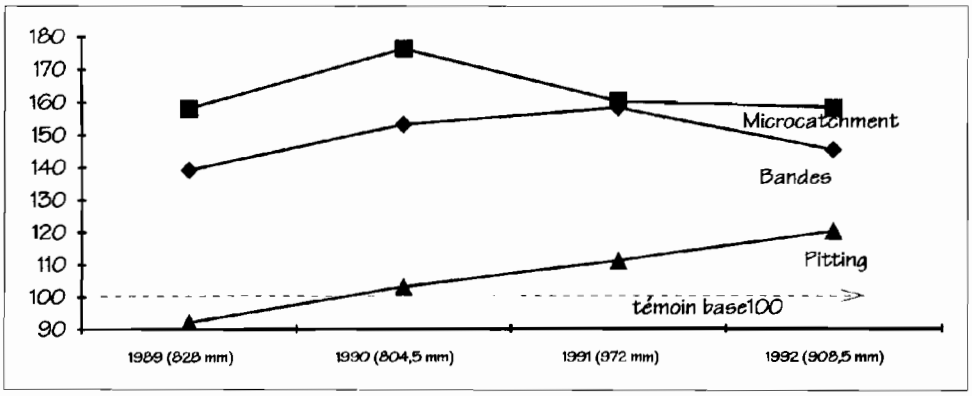


Figure 3. Évolution de l'indice de stockage de l'eau pour les différents aménagements sur sols *hardés*.

mesurées sur un aménagement par le cumul des réserves hydriques totales mesurées sur la parcelle témoin.

Les indices sont élevés dès la première année de mise en place des aménagements *microcatchment* et bandes alternées. L'efficacité de stockage augmente ensuite légèrement mais a tendance à se stabiliser par la suite, voire à diminuer à partir de 1992. La mise en réserve de l'eau est supérieure par rapport au témoin de 58 % à 76 % pour les traitements *microcatchment*, de 39 % à 58 % pour le traitement bandes alternées. Par contre, le *pitting* n'apporte pratiquement aucune amélioration du stockage de l'eau les deux premières années (le tube d'accès de sonde à neutrons est placé à 50 cm de la bordure amont d'un trou). Puis, l'indice de stockage augmente régulièrement pour atteindre 120 (témoin base 100) : ceci est nettement marqué par la croissance d'une auréole d'humidité autour du trou.

Évolution du couvert végétal

Les relevés de végétation révèlent une influence du labour pour les traitements *microcatchment* et bandes alternées sur le recouvrement global des espèces et la composition spécifique ; ce qui concorde avec les résultats concernant le régime hydrique des sols.

Quand il s'agit du nombre d'espèces, on assiste à une augmentation les trois premières années (Figure 4). En 1992, il apparaît cependant un fléchissement de l'apparition de nouvelles espèces voire une diminution de la richesse floristique (Figure 4). Le traitement témoin présente une amélioration constante de la richesse floristique au cours du temps jusqu'en 1992 ; ceci indiquerait l'effet de la protection totale contre le pâturage.

La Figure 5 présente les contributions spécifiques de présence des principales espèces. Sur les bandes labourées des traitements bandes alternées et *microcatchment*, la CSP de *Schoenefeldia gracilis*, *Loudetia togoensis* et *Sporobolus festivus* diminue fortement. Par contre, celle des espèces comme *Panicum laetum* ou *Brachiaria xantholeuca* augmente régulièrement. Sur l'impluvium de ce même traitement, on note le comportement contraire avec une prédominance des trois premières espèces (*Schoenefeldia gracilis*, *Loudetia togoensis* et *Sporobolus festivus*) qui, à elles seules, représentent près de 75 % du couvert végétal, comme sur le témoin. Le labour modifie profondément la composition floristique

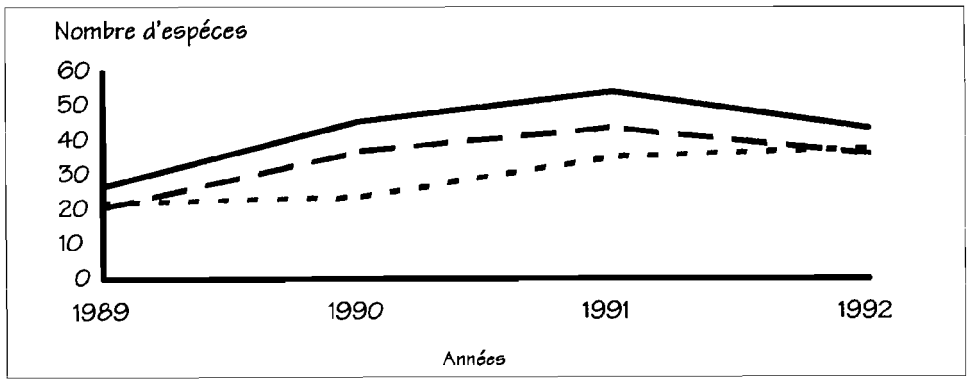


Figure 4. Évolution du nombre d'espèces végétales sur les différents traitements.

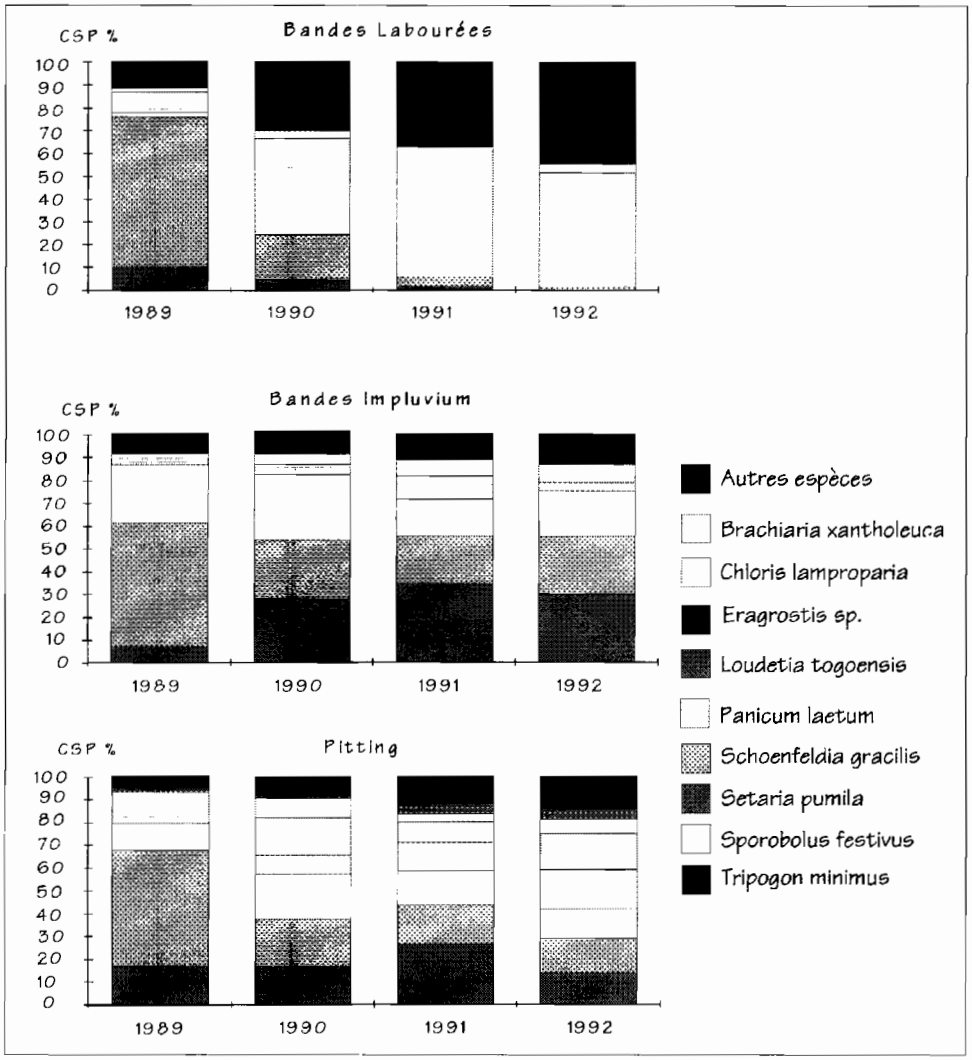


Figure 5. Recouvrements spécifiques pour les principales espèces sur sols hardés.

avec une moindre importance des espèces propres aux sols *hardés* ; il favorise des espèces qui se comportent bien sur des sols régulièrement remaniés (*Panicum laetum*, *Brachiaria xantholeuca*), ou des milieux à pédoclimat humide comme *Setaria pumila*.

Sur le traitement *pitting*, on observe une modification moins radicale de la composition floristique et des contributions spécifiques de présence. Cependant, à *Schoenefeldia gracilis*, *Loudetia togoensis*, *Sporobolus festivus* et *Tripogon minimus*, principales espèces du *hardé* non aménagé s'ajoutent sur le *pitting* des espèces telles que *Brachiaria xantholeuca, Panicum laetum*, et dans une moindre mesure *Setaria pumila* qui contribuent fortement au couvert herbacé. En 1992, les espèces principales (*Schoenefeldia gracilis, Loudetia togoensis, Sporobolus festivus, Brachiaria xantholeuca* et *Panicum laetum*) ont

des CSP équivalentes (Figure 5). Ces observations indiquent une juxtaposition de milieux pédoclimatiques différents, sec et humide. Cette hétérogénéité se traduit par des auréoles de végétation autour des trous, qui semblent progresser chaque année. A noter que quatre ans de protection n'ont pas été suffisants pour voir une végétation ligneuse germer et se réinstaller.

Évolution de la matière organique

Dans le Tableau I ont été portés les résultats d'analyse concernant l'évolution de la matière organique des horizons de surface. Ces mesures ont été effectuées en fin d'expérience (1992). Elles concernent le carbone total et l'azote total.

Tableau I. Carbone total et azote total sur les sols *hardés* après quatre années d'expérimentation de réhabilitation.

Traitement	Carbone total (‰)				Azote total (‰)			
	0-5 cm		5-15 cm		0-5 cm		5-15 cm	
FP	13.71	a	7.86	a	1.113	a	0.67	b
SP	8.17	b	6.77	a	0.69	b	0.60	b
IB	8.57	b	7.68	a	0.76	b	0.58	b
LB	8.26	b	8.02	a	0.63	b	0.63	b
HT	8.14	b	7.97	a	0.83	b	0.79	a
H1	5.08	c	5.56	b	0.37	c	0.41	c
Test F	++		++		++		++	

FP : Fond pitting ; SP : Surface pitting ; IB : Bandes alternées impluvium ; LB : Bandes alternées Labour ; HT : Témoin expérimentation (protégé) ; H1 : Témoin hors expérimentation.
a, b, c : désignation des groupes de moyennes d'après le test de Newmanns et Keuls

Il ressort que :

- dans le fond des "pits", il y a une augmentation très significative des stocks de matière organique, cela étant lié à une plus forte biomasse sur pied, et surtout à un piégeage des résidus organiques ;
- les autres traitements améliorent sensiblement le statut organique sans que l'on puisse dire si cette amélioration est plutôt liée à la mise en défens (amélioration du témoin dans l'expérimentation HT seul) qu'aux aménagements hydrauliques et aux façons culturales (FP, SP, IB, LB, et HT) ;
- dans tous les cas, les traitements avec mise en défens, et la mise en défens seule (HT), apportent, par rapport au témoin hors parcelle mis en défens (H1) régulièrement surpâturé et brûlé, une amélioration moyenne en ce qui concerne les teneurs en carbone total. Cette augmentation va du double (fond de *pitting*) à 45 % dans le cas de la mise en défens seule. L'amélioration est moins sensible en ce qui concerne l'azote ;

- l'amélioration est plus nette en surface (0-5 cm) et bien moins significative entre 5 et 15 cm. D'ailleurs, il semble que, dans les témoins hors parcelle, la dégradation, tout comme l'amélioration du statut organique, touche d'abord le haut de l'épipédon (0-5 cm) ;
- les résidus organiques s'humifient et se minéralisent très vite ; le rapport C/N dans tous les cas est stabilisé entre 10,5 et 13,5.

Discussions

Les différents aménagements testés ont montré une efficacité différente en ce qui concerne l'amélioration du régime hydrique. L'augmentation de la profondeur d'humectation de 20 cm jusqu'à 40 cm de profondeur est cependant très nette pour les aménagements *microcatchment* et bandes alternées. L'amélioration des réserves hydriques totales semble principalement obtenue grâce au travail du sol ; la faiblesse des conductivités hydrauliques dans les horizons sous-culturaux limite l'efficacité des apports d'eau supplémentaires à partir d'un impluvium. Par ailleurs, le traitement *microcatchment* montre une efficience marquée par rapport au traitement bandes alternées, grâce à des pertes par ruissellement moins importantes au-delà de la bande labourée. Le *pitting* est caractérisé par une humectation du profil, limitée à la proximité du trou. Cet aménagement provoque donc une forte hétérogénéité dans le comportement hydrique global de la parcelle. Les teneurs en matière organique sur les bandes labourées n'augmentent pas significativement. Malgré une augmentation notable de la biomasse produite, les apports par la végétation naturelle enfouie par des labours successifs ne sont pas suffisants pour provoquer un changement dans le statut organique du sol.

Au bout de quatre années, l'amélioration des disponibilités en eau est encore relativement faible ; elle ne pourrait que difficilement permettre une mise en culture de ces sols. En dehors de la macroporosité fissurale, qui caractérise des vertisols peu ou pas dégradés, ces sols présentent des conductivités hydrauliques faibles, limitant considérablement les vitesses de circulation de l'eau. Les stagnations d'eau en surface tant sur le *pitting* que sur les traitements *microcatchment* et bandes alternées le montrent très nettement.

L'amélioration durable du régime hydrique général du sol est conditionnée par l'activation d'un réseau fissural. Après ces quatre années d'expérimentation, l'acquisition d'un réseau fissural ne semble pas évidente ; l'observation des horizons supérieurs n'a pas révélé, en saison sèche, la présence de fissuration très nette, sauf pour le traitement *pitting*. Au bout de ces quatre années, on observe une reprise nette de la macroporosité fissurale en auréole autour des trous, ainsi qu'une reprise de l'activité biologique dans le sol (galeries dans l'horizon de surface liées à la macrofaune). L'augmentation de l'humidité volumique, observée pour ces traitements, a permis d'élever les réserves hydriques disponibles pour la végétation. Sur les autres traitements, les variations de teneur en eau, obtenues par humectation, ne sont pas suffisantes pour créer les mouvements de retrait et de gonflement susceptibles de provoquer une macroporosité fissurale dans les matériaux vertiques.

Ces phénomènes de retrait et de gonflement des argiles sont en étroite relation avec des propriétés liées au sol (caractéristiques minéralogiques, chimiques et structurales des argiles présentes), mais aussi avec d'autres caractéristiques telles que le climat et l'histoi-

re des stress d'origine climatique, la topographie, la végétation et les systèmes de culture pratiqués sur ces sols [15].

Conclusion

Les actions testées ont confirmé le rôle clé joué par le fonctionnement hydrique de ces sols. L'expérimentation de pratiques de réhabilitation a montré les limites des connaissances concernant les processus de dégradation des vertisols ; il convient d'établir plus précisément les potentialités de réhumectation de ces sols. On peut se demander si, suite à une surexploitation, les caractéristiques structurales des argiles autrefois gonflantes n'ont pas été altérées. Un seuil d'irréversibilité aurait été atteint (Le Houérou, 1968) [8, 9]. La réactivation complète du cycle de l'eau qui prévalait autrefois ne serait plus possible, quelles que soient les pratiques de réhabilitation envisagées.

Références

1. Virmani S.M. (1988). Agroclimatology of the vertisols and vertic soil areas of Africa. In : Jutzi S.C., Haque I., MacIntire J., Stares J.E.S., eds. *Management of vertisols in Sub-Saharan Africa*. Ilca, Addis-Ababa, Ethiopia : 45-63.
2. Swindale L.D. (1988). Developing, testing and transferring improved vertisol technology : the Indian experience. In : Jutzi S.C., Haque I., MacIntire J., Stares J.E.S., eds. *Management of vertisols in Sub-saharan Africa*. Ilca, Addis-Ababa, Ethiopia.
3. Yule D.F. (1987). Water management of vertisols in the semi-arid tropics. In : Latham M., Ahn P., Elliott C.R., eds. *Management of vertisols under semi-arid conditions*. IBSRAM, Proceedings n°6, Bangkok, Thailand : 107-123.
4. Gavaud M. (1971) Les sols *hardés* du Nord-Cameroun (sols halomorphes, sols lessivés, planosols, sols hydromorphes). Mise au point bibliographique. Bull Liais thème B, 1971. ORSTOM, Paris, 2 : 55-88.
5. Seiny-Boukar L. (1990). Régime hydrique et dégradation des sols dans le Nord-Cameroun. Thèse de 3ecycle. Université de Yaoundé (226 p).
6. Seiny-Boukar L., Pontanier R. (1993). Hydrodynamique d'un sol *hardé* du Nord-Cameroun. Caractéristiques et comportement. In : *Les terres* hardées. *Caractérisation et réhabilitation dans le bassin du lac Tchad*. Cahiers Scientifiques n°11 : 29-36 ; Supplément de Bois et Forêts des tropiques, Mémoires et travaux de l'IRA n°6.
7. Seignobos C. (1993). *Hardé* et *Karal* du Nord Cameroun ; leur perception agro-pastorale par les populations du Diamaré. *Bois et Forêts des Tropiques, Cahiers scientifiques* ; 11 : 65-70.
8. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems of arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* ; 1 :1-10.
9. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems of arid and semi-arid lands. II. Case studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology* ; 1(3) : 168-187.
10. Mitchell A.J.B. (1987). Management problems of cotton on vertisols in the lower shire valley of Malawi. In : Latham M., Ahn P., Elliott C.R., eds. *Management of vertisols under semi-arid conditions*. IBSRAM, Proceedings n° 6, Bangkok, Thailand : 221-229.

11. Seiny-Boukar L., Floret C., Pontanier R. (1991). Plant-soil-water relationships in a Sahelo-soudanian savannah : the case of vertisols in Northern Cameroon. *Can J Soil Sci* ; 72 : 481-488.
12. Humbel F.X. (1965). Étude des sols halomorphes du Nord-Cameroun (Maroua). Transformation des *hardés* par sous-solage et culture du cotonnier. Rapport centre ORSTOM Yaoundé, Cameroun (146 p).
13. Brabant P., Gavaud M. (1985). Les sols et les ressources en terre du Nord-Cameroun. Coll. cartes et notice explicative n° 103. Ed. ORSTOM, MESRES-IRA Yaoundé, ORSTOM Paris (285 p).
14. CEE (1993). Réhabilitation et utilisation des terres marginales au Nord-Cameroun. Rapport final. Contrat CEE/DGXII TS20077M(CD). IRA, Maroua, Cameroun (116 p).
15. Wilding L.P., Tessier D. (1988). Genesis of vertisols : shrink-swell phenoma. In : Wilding L.P., Puentes R., eds. *Vertisols : their distribution, properties, classification, and management*. Texas A and M, University Printing Center, College Station, Texas : 55-81.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 139-160.

9

Un essai de réhabilitation en zone aride. Le cas de Menzel Habib (Tunisie)

E. LE FLOC'H [1], M. NEFFATI [2], M. CHAÏEB [3], R. PONTANIER [4]

1. CEFE/CNRS, Montpellier, France
2. IRA, Médenine, Tunisie
3. Faculté des Sciences, Sfax, Tunisie
4. ORSTOM, Tunisie

Depuis le début du siècle, on assiste en Tunisie aride, comme dans la plupart des zones similaires du monde, à une transformation accélérée des paysages ruraux sous la pression combinée de l'accroissement démographique, de la sédentarisation et de la privatisation des terres. Ces causes, avec leurs divers corollaires que sont la collecte des combustibles ligneux, l'éclatement des grands troupeaux, l'augmentation de la demande en terres pour la céréaliculture et l'arboriculture, ont entraîné de profondes modifications qualitatives et quantitatives dans la façon d'utiliser les ressources naturelles.

Les modifications sont profondes à l'échelle des paysages mais également des écosystèmes. Les steppes des glacis bénéficiant des eaux de ruissellement ont presque totalement disparu sous la pression du défrichement, et les sols limoneux qui les couvraient sont maintenant soumis à une érosion hydrique non négligeable. La céréaliculture touche aussi désormais les plaines sableuses où la végétation steppique était autrefois traditionnellement strictement réservée à un usage pastoral. Ces espaces en plaine, les plus récemment conquis par la charrue, présentent les sols les plus sensibles à l'érosion éolienne.

Le recours aux diverses techniques de télédétection permet d'obtenir assez aisément une évaluation des vitesses des transformations (mode d'utilisation du sol, dégradation des écosystèmes, régénération) durant les cinquante dernières années et, partant de là, de déterminer le niveau de sensibilité des écosystèmes aux diverses pratiques humaines. Un

tel diagnostic a été réalisé en Tunisie aride [1] et les évaluations qui en ont résulté (vitesses de transformations et sensibilité des milieux) ont permis d'analyser et de modéliser les possibilités d'évolution des écosystèmes selon différents niveaux prévisibles de pression humaine. Des aménagements basés, en particulier, sur la localisation optimale des cultures, et sur les possibilités éventuelles de régénération des formations végétales steppiques naturelles, ont été proposés.

Plus récemment, en Tunisie aride, des travaux de recherche ont été entrepris pour la réhabilitation d'écosystèmes plus ou moins gravement dégradés. Ils ont permis de forger quelques concepts facilitant la poursuite de la réflexion et l'élaboration de nouvelles propositions. Il importe toutefois de réintégrer tous ces travaux dans une même démarche globale, celle de l'écologie de la restauration et de la réhabilitation.

Un modèle régional d'aménagement

La zone d'étude

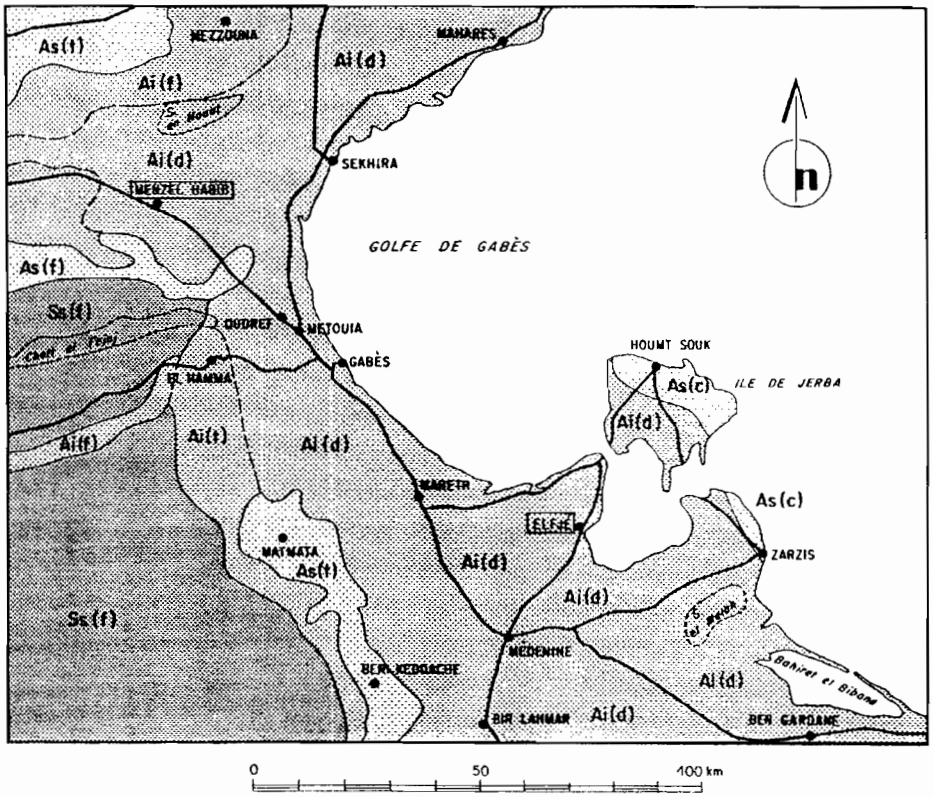
La zone d'étude (Figure 1), d'une superficie de 81 260 hectares, connue comme étant la plaine de Zougrata, est située au nord-ouest de Gabès, dans la Délégation de Menzel Habib. La pluviosité moyenne annuelle y est estimée à 175 mm. Les précipitations, très irrégulièrement réparties, tombent essentiellement en saison froide (automne, hiver) et la saison sèche dure de mai à septembre. Tous les autres mois se partagent les pluies annuelles, même si le mois d'octobre est nettement le plus arrosé. Le nombre moyen annuel de jours de pluie est de 35 ; les intensités très variables peuvent, par exemple, atteindre 150 mm/heure sur 5 minutes [1]. Le déficit hydrique annuel théorique est compris entre 1 200 et 1 300 mm. Ces caractéristiques du régime pluviométrique ont comme conséquences :

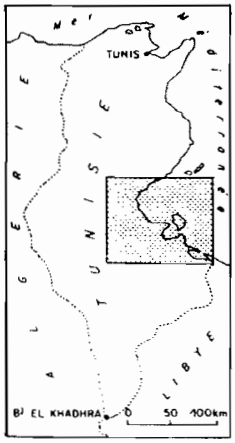
- que les pluies sont utiles pour la végétation active surtout au printemps ;
- que leur caractère orageux favorise le ruissellement et l'érosion sur les surfaces les plus dégradées ;
- que la succession d'années sèches ou pluvieuses a des conséquences néfastes sur les sols privés de couverture végétale pérenne ;
- que les décalages dans les dates de début de la saison des pluies peuvent favoriser la dégradation des parcours.

Du point de vue édaphique, la zone constitue un ensemble de plaines et de plateaux façonnés dans le Quaternaire se développant sur la série sablo-argileuse gypseuse du Miopliocène, raccordée aux reliefs par des glacis d'érosion et d'accumulation. Les phénomènes érosifs, actuellement très actifs dans la région, dégagent progressivement le substrat gypseux sous-jacent et provoquent un alluvionnement marqué des bas-fonds. L'érosion éolienne affecte surtout les plaines sableuses alors que l'érosion hydrique est forte sur les glacis limoneux.

Le réseau hydrographique, assez marqué à proximité des reliefs, devient endoréique et s'achève le plus souvent dans la plaine au niveau de dépressions fermées (*garaet*) pouvant être en eau durant quelques mois, au cours des années les plus arrosées.

Les sols sont généralement pauvres en matière organique (moins de 0,7 % en surface). Il s'agit pour l'essentiel de lithosols et de régosols sur les reliefs (altitude maximale





LÉGENDE

BIOCLIMAT MÉDITERRANÉEN		VARIANTE A HIVERS			
ÉTAGE / SOUS-ÉTAGE		frais	tempérés	doux	chauds
ARIDE	SUPÉRIEUR	As(f)	As(t)		As(c)
	INFÉRIEUR	Ai(f)	Ai(t)	Ai(d)	
SAHARIEN	SUPÉRIEUR	Ss(f)			

Figure 1. Localisation de la zone d'étude dans le sud de la Tunisie.

285 m), de croûtes et encroûtements calcaires, de sols isohumiques (siérozems) sablo-limoneux, souvent épais sur limons à nodules calcaires dans la plaine centrale (altitude moyenne 80 m), de sols calcomagnésimorphes avec croûtes ou encroûtements gypseux superficiels sur les bas glacis et le plateau bordant la plaine centrale au nord-ouest. Les bas-fonds, temporairement inondés, portent des sols peu évolués alluviaux, de texture moyenne à lourde, et présentent souvent des caractères d'hydromorphie et d'halomorphie.

Les types de végétation coïncident avec les grands types de milieux de la zone. Notons en particulier les steppes à chaméphytes et hémicryptophytes dominées par *Stipa tenacissima* (alfa), *Gymnocarpos decander* sur les lithosols et les régosols calcaires, par *Anarrhinum brevifolium* sur les croûtes gypseuses, par *Rhanterium suaveolens* dans l'ensemble de la plaine centrale sableuse, par *Artemisia herba-alba* sur les sols limoneux (surtout les glacis et le plateau), enfin par *Ziziphus lotus*, *Pulicaria laciniata* ou encore *Nitraria retusa* dans les situations alluviales et les bas-fonds hydromorphes plus ou moins salés. Ces grands types de végétation sont, pour la plupart, actuellement dégradés ou même très dégradés selon le niveau et l'ancienneté de l'action de l'homme, mais surtout selon leur niveau de sensibilité.

Dans une situation très perturbée, comme celle de la zone de Zougrata, on peut considérer que les écosystèmes ont entre eux des relations de "filiations". Les flux d'eau et de particules solides (produits de l'érosion) étant très importants, il s'ensuit que les transformations (dégradation ou régénération) d'un écosystème, le long d'une toposéquence donnée, entraînent des transformations au niveau d'écosystèmes voisins, même si l'utilisation de ces derniers par l'homme n'a pas, elle, été significativement modifiée. Par exemple, la mise en culture d'un endroit donné de la plaine sableuse peut entraîner l'édification de dunes mobiles à un autre endroit [1].

La population, dont la densité était en 1978 évaluée à 20 habitants/km^2, utilise encore les plantes ligneuses de la steppe comme principale source de combustible domestique surtout aux abords des habitations. La récolte de fibres, pour un petit artisanat familial et la construction d'abris précaires, est encore pratiquée. L'élevage reste essentiellement pastoral.

Certaines unités, comme les bas-fonds, sont cultivées en céréales et bénéficient, depuis très longtemps, d'un statut de terres privatives. Le long des talwegs, la céréaliculture et l'arboriculture, également anciennes, se pratiquent derrière des ouvrages de petite hydraulique de surface. Les croûtes calcaires ou gypseuses et les reliefs sont encore très pâturés, en l'absence de tout autre usage possible. La plaine centrale, avec ses steppes dominées par *Rhanterium suaveolens*, est le cadre favori de la forte évolution actuelle des pratiques culturales dans la région. Anciennement lieux traditionnels de parcours, ces milieux, très attractifs pour la céréaliculture, sont aujourd'hui en grande majorité défrichés. Les possibilités assez récentes de mécanisation (citernes métalliques de grande capacité et tractées) ont libéré les agriculteurs de la contrainte liée à l'absence de ressources en eau de cette plaine centrale, leur permettant ainsi de s'y installer. Toutes ces terres sont actuellement, suite à l'apurement foncier, privatisées.

Il a été procédé sur cette région [1] à un suivi, à partir de photographies aériennes, de l'évolution de l'utilisation du sol et des écosystèmes (étendue, niveau de dégradation) en 1948, 1963 et 1975. En 1985 une actualisation de ces données a été effectuée sur la base d'observations de terrain (Tableau I).

Tableau I. Évolution (en %) des terres défrichées et mises en culture à Zougrata de 1948 à 1985.

	1948	1963	1975	1985
% de la surface mise en culture	13,9	31,2	38,2	41,6

En fonction de leur sensibilité, mais également de leur situation géographique, les écosystèmes ont été diversement touchés par cette évolution ainsi que par la dégradation qui en a résulté. Suite à ce diagnostic, un certain nombre de solutions possibles ont été proposées aux aménageurs.

Une démarche et les propositions qui en découlent

L'évolution des divers écosystèmes et de l'ensemble de la région, en réponse à cinq scénarii possibles d'utilisation de l'espace par l'homme, a été simulée, pour un temps de vingt-cinqans, grâce à l'utilisation des matrices de transition [2, 3].

Cette démarche a permis de comparer [1] l'état actuel à des états prévisibles au terme de vingt-cinq ans. Une synthèse partielle de ces données est rapportée sur le Tableau II.

Tableau II. Région de Zougrata - État actuel (1975) et état prévisible de l'occupation des terres (% surface) au terme de ving-cinq ans (2000) et pour les divers scénarii*.

	État actuel	Situation prévisible (après 25 ans)		
	(1975)	scénario 1*	scénario 4*	scénario 5*
total : labours et culture	38,0	44,8	43,3	27,7
parcours dégradés	40,9	40,0	35,3	26,7
parcours bon état	21,0	15,1	21,3	45,5
surface totale parcours	61,9	55,1	56,6	72,2
surfaces désertisées	7,4	8,7	8,6	7,4

* scénario 1 = maintien du système actuel,
scénario 4 = localisation optimale des cultures,
scénario 5 = aménagement pastoral.

Les scénarii 4 et 5 visent à la mise en place de mesures de limitation ou d'arrêt des phénomènes de dégradation, des sols et de la végétation, tout en assurant un niveau de production acceptable pour les populations locales. Dans le scénario 4, les cultures sont limitées aux zones qui leur sont les plus favorables et aux zones ayant atteint un degré tel de dégradation qu'il n'est plus possible d'y envisager une régénération des parcours par la seule mise en défens même à long terme. Le scénario 5 prévoit à la fois la limitation des cultures aux zones recevant des suppléments d'eau par ruissellement et leur élimination des zones sableuses très fragiles.

Ces deux scénarii, 4 et 5, prenaient, de fait, en compte les notions de "dynamique naturelle" des écosystèmes et de "dégradation irréversible" pour définir le contexte auquel se limitait leur application. Le terme d'écosystèmes désertisés était appliqué aux écosystèmes qui, ayant subi une dégradation trop forte, ne peuvent revenir à leur état antérieur par le seul recours à la mise en défens. Les écosystèmes dans cet état ont franchi un (ou plusieurs) seuil d'irréversibilité. Ces écosystèmes étaient considérés comme représentant la "part du désert", pour laquelle il n'y avait pas de proposition concrète d'aménagement, étant donné en particulier l'absence d'exemple de réussite de réensemencement d'espèces pastorales au dessous de l'isohyète annuel de 300 mm.

Les aménagements proposés ne concernaient donc pas les écosystèmes désertisés définis et délimités sur la base de valeurs seuils atteintes par trois critères : coefficient d'efficacité des pluies pour la recharge des réserves en eau du sol, réserve en eau utile pour la végétation, productivité primaire. Au-delà de valeurs seuils définies pour ces paramètres, un écosystème était considéré comme irréversiblement dégradé (Floret *et al.*, 1977).

La question capitale qui restait posée pouvait dès lors se résumer comme suit : était-il possible d'envisager des interventions permettant de rétablir, sur de tels espaces désertisés, une végétation productive, aisée à gérer et présentant un intérêt pour les populations locales ?

Un programme expérimental pour la réhabilitation de parcours dégradés

Une nouvelle problématique

Un modèle général, décrivant la séquence de dégradation des écosystèmes ainsi que les voies possibles pour y porter remède, a été élaboré [4-9].

Rappelons que les notions, telles que celles relatives à la sensibilité des écosystèmes à la dégradation et à l'irréversibilité éventuelle de la dégradation, étaient déjà nettement définies. Elles permettent en particulier la distinction entre écosystèmes pouvant revenir à leur état antérieur par simple mise en défens (ou rationalisation de la gestion) suivant la voie dénommée "restauration" et écosystèmes qui, échappant à cette possibilité, doivent être soumis à de fortes interventions de l'homme pour leur réhabilitation. La notion de sensibilité peut également être appliquée pour déceler les écosystèmes pouvant, sans crainte d'érosion, être dévolus à la céréaliculture selon la voie maintenant dénommée "réaffectation".

Ne pouvant s'appuyer sur des réussites de resemis d'espèces locales, les aménageurs ont été entraînés par un engouement certain pour les cultures et les plantations d'espèces exotiques ce qui constitue un autre type de réaffectation.

La reconstitution d'écosystèmes pastoraux productifs et résilients, proposée dans la voie dite de la réhabilitation [4-9], constitue donc un enjeu des plus importants. Pour bien situer le problème, nous évoquerons la définition de la réhabilitation en nous attachant essentiellement à mettre l'accent sur ce qui la différencie des autres voies que sont la restauration et la réaffectation. La réhabilitation vise surtout à accroître la productivité de l'écosystème dégradé, auquel elle est appliquée [4, 5], en réparant aussi rapidement que

possible ses fonctions altérées (détruites, diminuées ou bloquées). Il s'agit, pour la réhabilitation, de rétablir la structure et le niveau de fonctionnement en prenant comme modèle (écosystème de référence) un état alternatif stable et autonome de l'écosystème préexistant [4, 5]. Réhabilitation et réaffectation ont en commun de nécessiter une forte intervention humaine. Cette intervention est initiatrice, dans le cas de la réhabilitation, d'un démarrage forcé (*jumpstarting*) de processus qui doivent, si possible, par la suit,e se poursuivre seuls et s'apparenter alors à ceux de la restauration. Il s'agit là d'une différence essentielle par rapport à la réaffectation pour laquelle il reste périodiquement nécessaire de "subventionner" l'écosystème artificiel mis en place. Par exemple, pour une plantation d'arbustes fourragers exotiques, il est nécessaire, en plus de la plantation, de procéder durant parfois plusieurs années à des irrigations périodiques, puis à des regarnis (remplacement des individus morts), éventuellement à la récolte de la production et, en fin de compte, au terme de la durée de vie de l'espèce, à l'établissement d'une nouvelle plantation.

Pour l'ensemble du sud-tunisien, mais en particulier pour notre zone d'étude fortement dégradée, il est apparu intéressant d'explorer plus avant les possibilités offertes par la réhabilitation appliquée à de vastes espaces devenus improductifs en raison, principalement, de la disparition des semenciers des espèces steppiques pérennes éliminées par les labours et le surpâturage. Une recherche expérimentale sur la réhabilitation, par resemis d'espèces locales, a donc été entreprise. En complément d'un grand nombre d'études conduites au laboratoire, en chambres de culture, etc., il a été procédé à des essais au champ dans le site dit de Menzel Habib, sur le plateau d'Hamilet El Babouch dans la plaine de Zougrata précédemment décrite, ainsi que dans un autre site à El Fjé près de Médenine.

L'objectif principal était de reconstituer des steppes productives et résilientes à partir d'espèces locales complémentaires dans leur utilisation des ressources hydriques rares (complémentarités des cycles biologiques et de distribution spatiale des systèmes racinaires). Réhabiliter un écosystème implique que soient d'abord recherchées les causes majeures ayant entraîné le caractère d'irréversibilité de la dégradation. Ces causes sont relativement bien cernées en zone aride tunisienne. Il s'agit, séparément ou simultanément, de la diminution du stock grainier viable du sol, de la perte de fertilité des sols, de la tronçature des horizons superficiels et/ou de la modification des états de la surface du sol provoquant une grave réduction de l'infiltrabilité des eaux. Selon le contexte, la réhabilitation devra donc s'appuyer sur la reconstitution du stock de graines viables, la remontée de la fertilité et/ou la réactivation du fonctionnement hydrique du sol.

Un certain nombre d'hypothèses soutiennent les travaux entrepris, tant au laboratoire que sur le terrain :

- les espèces locales sont les mieux adaptées aux conditions édaphiques de la zone ainsi qu'aux fluctuations climatiques liées au climat aride ;
- quand elles sont installées, les espèces pérennes présentent la meilleure capacité d'utilisation des ressources en eau, rares en zones arides ;
- il est possible de constituer des mélanges d'espèces locales pérennes (herbacées et ligneuses basses) exploitant, complémentairement et efficacement (production végétale élevée et étalée dans le temps), la ressource en eau irrégulièrement disponible dans l'espace et dans le temps ;

- en année sèche, les espèces resteront en forte concurrence, au bénéfice cependant probable de celles susceptibles de croître durant la saison de plus grande disponibilité de cette ressource (la saison fraîche en zone ouest-méditerranéenne). En année favorable, les diverses espèces pourront réellement exprimer leurs potentialités (cycle biologique contrasté et production) au bénéfice des espèces qui, croissant en saison chaude, présentent généralement une meilleure efficacité d'utilisation de l'eau du sol ;
- le semis de tels mélanges d'espèces, dénommées aussi espèces clef de voûte [4], peut aboutir à la constitution d'écosystèmes simplifiés (nombre réduit d'espèces), mais présentant cependant les traits essentiels (structure, production et résilience) de l'écosystème complexe qu'il est censé reproduire ;
- un écosystème simplifié ainsi constitué permet d'abréger de façon importante le temps nécessaire pour qu'un écosystème gravement endommagé retrouve son état antérieur (ou un état alternatif stable voisin). Cette hypothèse se base sur le fait que la mise en place de cet écosystème simplifié entraînera à la fois un piégeage des diaspores transportées par le vent (quand un couvert pérenne suffisant aura été établi) et une réactivation du fonctionnement hydrique du sol, accroissant par là même la possibilité d'expression du stock de graines viables du sol. La complexité progressivement acquise par le nouvel écosystème en augmentera et la résilience et la stabilité.

Les études entreprises

Une séquence de recherches menées durant une dizaine d'années [10, 11] a intégré des travaux menés le plus souvent conjointement au laboratoire et sur le terrain : diversité génétique du matériel végétal disponible (Ferchichi, thèse en cours), étude de germination [12-15], expérimentation sur la phase d'installation [16], étude de comportement phénologique dans diverses conditions édapho-climatiques [17], efficacité comparée vis-à-vis de la ressource hydrique [18-24], étude comparée de la réponse de mélanges de deux espèces à des régimes hydriques contrastés (Chaïeb, *op. cit.*), essai au champs de reconstitution d'un écosystème de référence [5, 21]. Tous ces travaux ayant été pour l'essentiel déjà publiés, nous n'évoquerons ici que la tentative de réhabilitation au champ, entreprise en application des lignes de recherche précédemment évoquées. C'est cette expérimentation qui a été menée sur une parcelle sise à Menzel Habib dans la plaine de Zougrata.

Le site d'étude de Menzel Habib

Le site (34°15' lat. N ; 9°39' long. E ; alt. approximative 80 m) se trouve à proximité du village de Menzel Habib. Comme l'ensemble de cette région, le site est sous bioclimat aride inférieur à hivers doux [25] (Emberger, 1953), avec une pluviométrie moyenne annuelle estimée à 175 mm [1]. Le plateau d'Hamilet El Babouch présente une pente très faible de direction nord-sud. Le sol en place est un matériau à nodules calcaires, peu épais (20 cm) et reposant sur du Miopliocène en place. Il s'agit de toute évidence d'un ancien sol limono-sableux tronqué à la suite d'une longue mise en culture [1]. Cette éventualité montre le passage possible entre la séquence des systèmes écologiques dominés par *Rhanterium suaveolens* (sur sols sableux) et ceux de la séquence à *Artemisia herba-alba* (sur sols limoneux). Le site est une zone cultivée en céréales lors des années favorables et livrée par ailleurs au pâturage, malgré l'extrême pauvreté du couvert végétal dans ces

situations. De ce fait, les témoins de la possible appartenance aux écosystèmes de la séquence à *Rhanterium suaveolens* ont aujourd'hui disparu alors qu'il subsiste encore quelques très rares individus rabougris d'*Artemisia herba-alba*.

Un second site expérimental a également été établi à El Fjé (33°31' lat. N ; 10°41' long. E ; alt. approximative 15 m). Il s'agit d'une friche post-culturale, sous même bioclimat qu'à Menzel Habib, mais sur siérozem un peu plus épais et portant antérieurement une steppe à *Rhanterium suaveolens*. Les données relatives à cette station ne seront évoquées que pour préciser ou nuancer celles discutées pour Menzel Habib.

Le protocole expérimental : initiation et mise en place

Choix des mélanges

Pour ce point crucial, notre choix était de recourir à des mélanges simples (nombre réduit d'espèces) d'espèces considérées comme complémentaires pour une utilisation optimale de la ressource hydrique et étant de surcroît de bonnes espèces pastorales (appétabilité, production). Les espèces constitutives de ces mélanges devaient être des espèces clef de voûte [4, 5] de (ou des) l'écosystème de référence retenu comme correspondant à l'écosystème en place sur le site antérieurement à sa dégradation. Dans le cas présent, puisqu'il subsistait une incertitude quant à l'écosystème de référence, deux mélanges ont été retenus, pour le site de Menzel Habib, avec comme objectif de viser à la réhabilitation d'une steppe soit à *Rhanterium suaveolens* (mélange A), soit à *Artemisia herba-alba* (mélange B). Les caractéristiques de ces deux mélanges sont rapportées sur les Tableaux III et IV.

La composition et les caractéristiques des semences d'un troisième mélange (C), semé à El Fjé, sont indiquées sur le Tableau V.

Tableau III. Caractéristiques essentielles du mélange A (Menzel Habib).

Espèces	Capacité germinative en laboratoire (%)	Poids de 1000 graines (g)	Dose de semis ($kg.ha^{-1}$)	Densité gr. aptes à germer ($grain.m^{-2}$)
Rhanterium suaveolens	15	0,965	14	217
Stipa lagascae	62,5	6,590	10,5	98
Cenchrus ciliaris	32	2,340	10,5	143
Plantago albicans	51	0,872	3,5	204
Total graines aptes à $germer.m^{-2}$				662

Tableau IV. Caractéristiques essentielles du mélange B (Menzel Habib).

Espèces	Capacité germinative en laboratoire (%)	Poids de 1000 graines (gr)	Dose de semis ($kg.ha^{-1}$)	Densité gr. aptes à germer ($grain.m^{-2}$)
Artemisia herba-alba	2,5	0,68	55	202
Stipa parviflora	33	0,7	10,5	495
Cenchrus ciliaris	32	2,340	10,5	143
Plantago albicans	51	0,872	3,5	204
Total graines aptes à germer.m^{-2}				1 044

Tableau V. Caractéristiques essentielles du mélange C (El Fjé).

Espèces	Capacité germinative en laboratoire (%)	Poids de 1000 graines (g)	Dose de semis ($kg.ha^{-1}$)	Densité gr. aptes à germer ($grain.m^{-2}$)
Rhanterium suaveolens	15	0,965	10	160
Cenchrus ciliaris	32	2,340	8	115
Stipa lagascae	62,5	6,590	6	60
Lotus creticus	96,5	0,895	4	450
Plantago albicans	51	0,872	3,5	204
Total graines aptes à germer.m^{-2}				989

Contexte climatique de la période expérimentale

Les deux sites (Menzel Habib et El Fjé) ont présenté, durant la période d'expérimentation (1989-1993), des caractéristiques climatiques très dissemblables (Tableau VI). Globalement, le site de Menzel Habib a bénéficié de conditions bien plus favorables que celui d'El Fjé. Les semis y ont été effectués en janvier 1990 dans des conditions particulièrement favorables.

Tableau VI. Pluviométrie annuelle (en mm) à Menzel Habib et El Fjé durant la période octobre 1989 à avril 1993.

Année	Menzel Habib	El Fjé
1989/1990	537	222,5
1990/1991	151,5	124,5
1991/1992	226,5	141
1992/1993	190	69,5

Dispositif expérimental : les mesures et observations

Pour les deux sites, le même principe de base retenu a été de tirer parti de la pente pour améliorer le bilan hydrique au niveau des parcelles semées. Les parcelles élémentaires ont une superficie de 240 m^2 (40 x 6 m) et sont bordées à l'aval sur leur longueur de bandes d'impluvium de 3 m de large (Figure 2). A Menzel Habib, parmi toutes les possibilités, nous avons opté pour les choix suivants :

- un témoin externe (non clôturé) pâturé, non labouré,
- un témoin interne, clôturé, travaillé, non ensemencé,
- 3 parcelles élémentaires, clôturées, travaillées et ensemencées pour chacun des deux mélanges proposés (au total 6 parcelles). Pour ces parcelles ensemencées, il a été procédé, par la suite, à l'installation d'une clôture supplémentaire délimitant ainsi les portions soumises au pâturage et celles maintenues en défens (Figure 2).

Le semis des différentes parcelles a été effectué simultanément (21 janvier 1990) manuellement, à la volée, sur un sol préalablement scarifié à l'automne.

L'ensemble de ce dispositif a été répété sur le site d'El Fjé. Les observations et mesures effectuées sont de quatre types, à savoir : des listes floristiques et des mesures de densité, de recouvrement des espèces, de la végétation et des divers états de surface.

Résultats suivi d'"attributs vitaux" des écosystèmes réhabilités

Le document CCE [11] contenant l'ensemble des résultats obtenus, nous ne présenterons ici que les résultats du suivi de quelques attributs vitaux de l'écosystème [4, 5] considérés comme importants pour juger de l'"état de santé" des écosystèmes et évaluer le succès relatif de tentatives de réhabilitation. Ces attributs sont relatifs à la flore, à la végétation et aux états de surface du sol.

Il est important, pour la lecture des résultats, de tenir compte du fait que, dans notre situation, le témoin interne et les parcelles ensemencées expérimentalement sont mis en protection depuis la fin de 1989. Au contraire le témoin externe et les données relatives aux écosystèmes de référence concernent des steppes soumises au pâturage traditionnel.

La flore et son évolution

Ce terme recouvre de fait plusieurs des attributs que l'on peut discuter et interpréter à partir de l'ensemble des données, rassemblées sur le Tableau VII, correspondant à des relevés effectués à Menzel Habib le 28 avril 1993. Les listes floristiques complètes des écosystèmes de référence ont été relevées sur des stations voisines [26].

L'attribut "stock de graines viables du sol" est abordé sous un aspect très pragmatique, celui de la flore réellement exprimée par l'ouverture d'un sol par un scarifiage. Il s'agit très précisément de la partie du stock de graines viables ayant germé dans les conditions de l'expérimentation. Sur le Tableau VIII, nous porterons notre attention aux espèces présentes dans les deux témoins et concernant le stock de graines viables exprimé. Ces résultats peuvent être résumés comme suit :

- témoin externe : 17 espèces (8 annuelles/9 pérennes) ;
- témoin interne : 32 espèces (19 annuelles/13 pérennes).

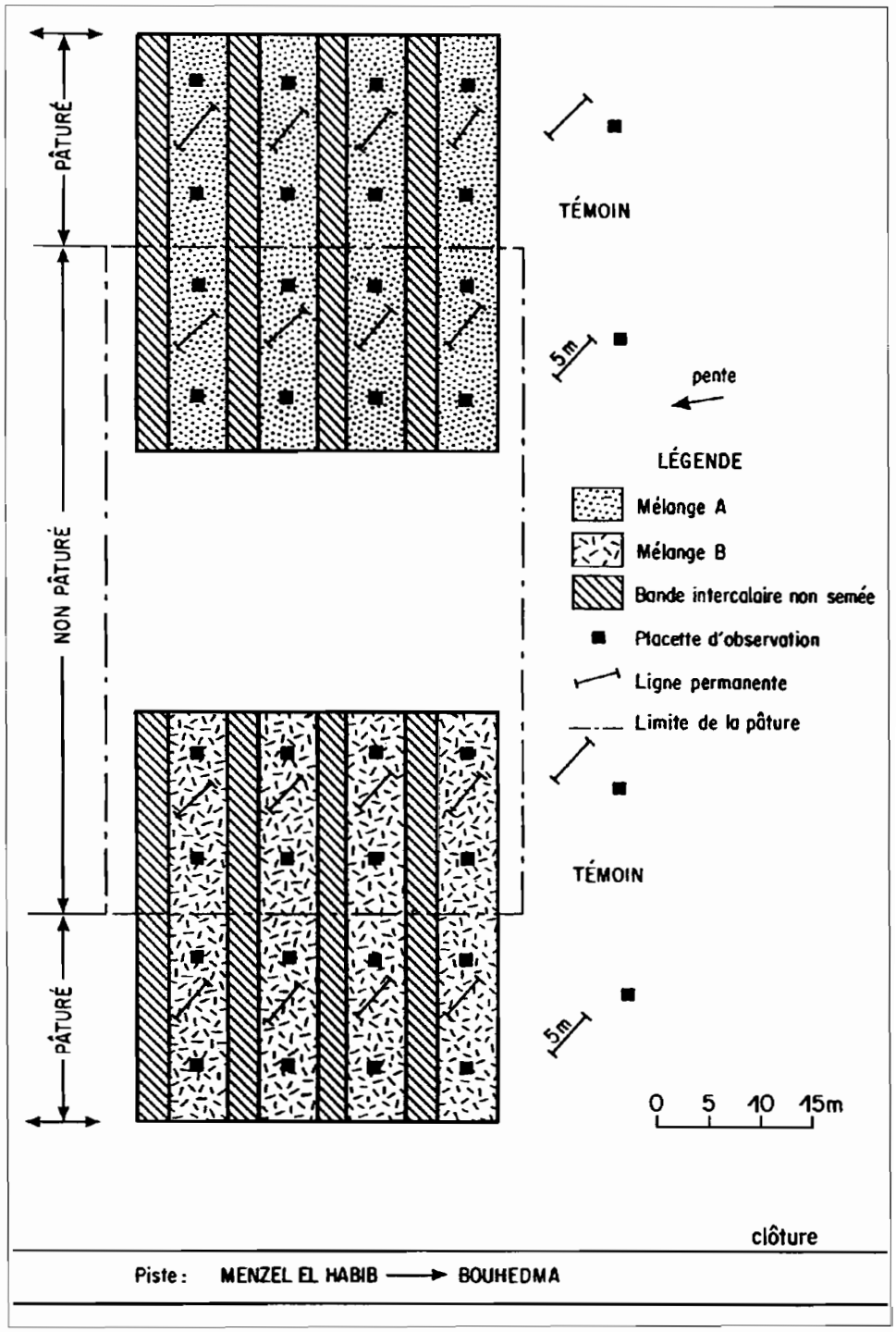


Figure 2. Dispositif expérimental des essais de réhabilitation à Menzel Habib.

Tableau VII. Relevés floristiques / Menzel Habib (28 avril 1993).

	Témoin externe non travaillé	Témoin interne travail du sol pas de semis	Semis Mélanges A	B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	*Artemisia herba-alba*
Erodium glaucophyllum	8*	1	+	+		#**
Diplotaxis harra	1	3	•	•	#	#
Anacyclus cyrtolepidioides	2	2	+	+	#	#
Filago germanica	1	1	1	1	#	#
Plantago albicans ***	1	2	2	2	#	#
Artemisia campestris	•	+	•	•	#	#
Pituranthos tortuosus	•	+	•	•	#	
Nonea vesicaria	+	+	+	+	#	
Asphodelus tenuifolius	+	1	+	+	#	#
Fagonia glutinosa	+	+			#	
Herniaria fontanesii	+	+				#
Linaria aegyptiaca	+	+	•	+	#	#
Launaea resedifolia	+	+	+	+	#	#
Teucrium polium	•			•	#	
Echium pycanthum humile	+				#	#
Matricaria aurea	+	+	+	+		#
Atractylis flava	+	+	+	+		#
Astragalus cruciatus		+	+	+	#	#
Koelpinia linearis		•		•	#	
Haplophyllum tuberculatum		+	•	+		
Bupleurum semicompositum		•				
Argyrolobium uniflorum		+	+	+	#	
Volutaria lippii		•		•		#
Carthamus lanatus		+	•	+		#
Lotus pusillus		+	+	+		
Hippocrepis bicontorta		•			#	#
Medicago truncatula		+	+	+	#	#
Astragalus gyzensis		+	+	+		#
Anagallis arvensis		+	+	+		#
Cutandia dichotoma		+	+	+	#	#
Salvia verbenaca clandest.		+			#	
Centaurea furfuracea		+			#	#
Polygonum equisetiforme		+		•	#	#
Cynodon dactylon		+			#	#
Rhanterium suaveolens			15	•	#	
Stipa lagascae			1	1	#	
Cenchrus ciliaris			+	+	#	
Stipa retorta			+	+	#	#
Hippocrepis multisiliquosa			+	+		
Trigonella anguina			+	+		#
Koeleria pubescens			+	+	#	#
Salvia aegyptiaca			•			#
Onopordon arenarium			•			
Picris coronopifolia			•		#	#
Euphorbia retusa			•			#
Artemisia herba-alba				2		#
Stipa parviflora				+		
Trigonella stellata				+		#
espèces totales	17	32	33	36	64	91

Ne sont rapportées ici que les espèces présentes dans l'une, au moins, des parcelles du site expérimental.
* Chiffre (exemple 8) = recouvrement % ; + = espèce ayant un couvert < 1 % ; • = espèce présente avec 1 à quelques individus isolés ; #** = espèce présente dans les écosystèmes de référence.
Les espèces semées, lors de la réhabilitation, sont inscrites en gras.
Cf. : listes complètes des steppes de référence dans Floret et Pontanier (1982).

L'année ayant été pluvieuse, la germination des espèces en a été grandement facilitée. Mais, malgré ces conditions favorables, le couvert végétal total du témoin externe non travaillé n'a atteint que 3 % de la surface du sol. Les deux témoins ont en commun 15 espèces. Fait à signaler, deux seulement des espèces pérennes (*Teucrium polium* et *Echium pycnanthum*) sont présentes dans le témoin externe et absentes du témoin interne d'où elles ont pu être éliminées lors du travail du sol. Le travail du sol a favorisé, par contre, la germination de 17 espèces non présentes dans le témoin externe. Dans cette flore révélée par le labour, il faut signaler six légumineuses (dont une pérenne).

Cette flore, émanant du stock de graines viables du sol, ne présente cependant que peu de parenté avec celles des deux écosystèmes de référence. Seules, respectivement, 13 et 21 espèces sont communes aux deux témoins et à la steppe à *Rhanterium suaveolens* (64 espèces au total). De même, seules 13 et 23 espèces sont communes respectivement aux deux témoins et à la steppe à *Artemisia herba-alba* (91 espèces au total). Neuf espèces, au total, sont communes à la fois aux deux témoins et aux deux steppes de référence. Ces stades post-culturaux n'ont donc apparemment que peu de parenté avec l'une ou l'autre des deux steppes de référence. Cette indétermination justifie le choix opéré d'expérimenter deux mélanges pour la réhabilitation de ce milieu.

Les deux parcelles semées ont également en commun sept espèces, parmi les espèces absentes des témoins. Quatre de ces espèces n'ont pas été introduites par les semis. Il n'est cependant pas possible de décider, à leur propos, s'il s'agit de l'effet d'une meilleure expression du stock de graines du sol (infiltration de l'eau améliorée, etc.) ou d'un éventuel piégeage de diaspores par le couvert mis en place.

La partie du stock de graines viables du sol, exprimée dans les conditions de l'expérimentation, s'avère déficitaire et surtout ne présente qu'une très faible parenté avec les écosystèmes de référence. L'absence, au niveau des témoins (à l'exception de *Plantago albicans*), des espèces considérées comme candidates pour une éventuelle réintroduction est un indice, malgré l'importance relative du stock grainier viable exprimé, de l'état de dégradation de ces surfaces et de leur incapacité, depuis longtemps constatée, de reconstituer la steppe de référence en l'absence d'une intervention très forte de l'homme. Il est donc justifié que soient entrepris des essais de réhabilitation par réintroduction d'espèces spontanées locales.

Le panorama général des données permettant d'aborder l'attribut "richesse floristique" est donné sur le Tableau VIII.

Tableau VIII. Richesse floristique totale, (annuelles et pérennes) pour les témoins, les parcelles ensemencées (avril 1993) et les écosystèmes de référence.

	Témoin externe	Témoin interne	Parcelles semées mélange A	Parcelles semées mélange B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	Steppes de référence *Artemisia herba-alba*
Richesse floristique totale	17 (8/9)*	32 (19/13)	33 (21/12)	36 (22/14)	64 (41/23)	91 (63/28)

* : le premier chiffre indique le nombre d'annuelles et le second celui des pérennes.

La lecture de ce tableau indique que la flore des parcelles ensemencées n'est pas, à la date des observations, singulièrement plus riche que celle du témoin interne (protégé, travaillé, non ensemencé). Un certain nombre d'espèces des stades post-culturaux très ouverts, présentes dans ce témoin, ont disparu alors que sont apparues des espèces des stades steppiques jeunes.

Il est évident qu'à part le témoin externe toutes les formations analysées (témoin interne, parcelles semées des deux mélanges) et les deux écosystèmes de référence ont des ratios annuelles/pérennes voisins.

Le troisième attribut relevé est l'attribut vital "couvert végétal total". Les mesures sont, pour cet attribut, effectuées sur le terrain par la méthode dite "des points quadrats" [27]. Les dernières mesures relatives à cet attribut ont été effectuées le 18 avril 1994 pour les diverses parcelles du site de Menzel Habib et sont rapportées sur le Tableau IX. Ayant été effectuées lors d'une journée sans vent, et étant donc plus fiables, elles sont retenues comme référence pour le calage des données relevées les années précédentes et déjà présentées dans le rapport CCE 1993 [11]. Les résultats présentés dans ce rapport étant systématiquement surestimés doivent donc être révisés à la baisse ; les conclusions qui en ont été tirées restent cependant valables.

Tableau IX. Couvert végétal total (%) des témoins, des parcelles ensemencées (avril 1994) et des écosystèmes de référence (moyennes).

	Témoin externe	Témoin interne	Parcelles semées mélange A	Parcelles semées mélange B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	Steppes de référence *Artemisia herba-alba*
Couvert annuelles	0,1	0,4	0,2	0,1	# 15	# 10
Couvert pérennes	0,6	8,0	37,2	19,5	# 50	# 35
Couvert total (%)	0,7	8,4	37,6	19,6	60	40

Les parcelles ensemencées avec le mélange A (steppe à *Rhanterium suaveolens*) ont toujours présenté un couvert végétal total plus élevé que celui des parcelles ensemencées avec le mélange B (steppe à *Artemisia herba-alba*). A la date d'observation du 18 avril 1994, le couvert végétal total était sensiblement deux fois plus élevé dans les parcelles semées avec le mélange A que dans celles semées avec le mélange B. Dans le témoin externe (non protégé, non cultivé), le couvert reste négligeable. Seules la mise en culture et la protection intégrale présentent un intérêt certain pour l'accroissement du couvert végétal.

Dans ce cas de tentative de réhabilitation par resemis d'espèces, l'attribut vital espèces clef de voûte s'avère être particulièrement important à considérer. En effet, les espèces semées en mélange sont celles qui, pour la situation du site de Menzel Habib, ont été considérées comme étant potentiellement clef de voûte pour le fonctionnement des écosystèmes de référence retenus. Les résultats peuvent être analysés à partir de l'évolution soit de la densité de chacune des espèces, soit du couvert atteint par l'ensemble des

espèces introduites dans un même mélange ou bien encore en prenant les espèces une à une. Les résultats des données relevées en 1994, complémentaires de celles déjà présentées [11], sont rapportées sur les Tableaux X et XI.

Le suivi périodique de la densité de chacune des espèces est un indicateur important du succès de la réhabilitation et permet de comprendre les mécanismes de la structuration des jeunes formations steppiques. Ces données sont rapportées sur le Tableau X.

Tableau X. Densité (nb d'individus/m^2) des espèces clef de voûte dans les témoins, les parcelles ensemencées (avril 1993) et les steppes de référence.

	Témoin externe	Témoin interne	Parcelles semées mélange A	Parcelles semées mélange B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	Steppes de référence *Artemisia herba-alba*
Cenchrus ciliaris	0	0	1,2	1,1	+	+
Plantago albicans	0	n.m.*	14,5	15,7	1	+
Stipa lagascae	0	0	0,2	0	0,4	+
Rhanterium suaveolens	0	0	**4,4**	0	3	0
Stipa parviflora	0	0	0	0,1	+	0,4
Artemisia herba-alba	0	0	0	**1,6**	0	5
total mélange	0	0	20,3	18,5	4,5	5,5

* n.m. : non mesurée + : très faible

Les résultats présentés ne paraissent pas devoir être significativement différents, entre les deux mélanges, si ce n'est au niveau des deux espèces (*Rhanterium suaveolens* et *Artemisia herba-alba*) devant, à terme, marquer physionomiquement les deux formations dont on souhaite l'installation. La densité des espèces semées régresse régulièrement dans tous les mélanges, à partir d'un pic atteint dès la première période de germination [11]. Les résultats doivent, dans la mesure du possible, être interprétés à la lumière de la densité des mêmes espèces dans les écosystèmes de référence. A ce sujet, Floret et Pontanier [26] rapportent pour une steppe à *Rhanterium suaveolens*, mise en défens et considérée comme étant en bon état, une densité totale de 4,5 individus d'espèces pérennes par m^2 avec par exemple respectivement 3 et 0,4 individus par m^2 pour *Rhanterium suaveolens* et *Stipa lagascae*.

Les données de densité peuvent également être comparées à la composition et aux densités des mélanges semés des Tableaux III et IV, d'où il ressort des doses totales de semis atteignant respectivement 662 et 1 044 graines au m^2 pour les mélanges A et B.

A El Fjé, pour le mélange C semé à la dose de semis de 989 graines au m^2, la densité des plantules, qui était de 113,1 au m^2 deux mois après l'ensemencement, tombait à 66 en fin du mois de novembre 1991 (22 mois après le semis). Suite à une étude précise effectuée à partir des données de ce site, Neffati *et al.* (sous presse) concluent à une corrélation négative (significative au seuil de 5%), dans un peuplement, entre les densités des espèces

semées et celles des espèces spontanées (stock de graines). Les mêmes auteurs rapportent également une corrélation positive et très hautement significative entre la densité des jeunes individus au printemps et leur taux de mortalité au cours de la saison estivale qui suit. Ceci confirme que la compétition entre plantules est forte dans les milieux arides [28].

L'équilibre n'est pas encore atteint, dans les parcelles ensemencées, quatre années après le semis pour la réhabilitation. Cependant, à la date du 15 avril 1993 *Rhanterium suaveolens* présentait, respectivement dans les deux mélanges (A et C) où il était semé, une densité de 4,4 et 4 individus par m^2. Dans les mêmes situations, *Stipa lagascae* apparaissait à la densité de 0,2 et 6,7 individus par m^2. Si les espèces semées se révèlent être effectivement des espèces clef de voûte, il est vraisemblable qu'une régulation s'effectue progressivement, l'accroissement du couvert et de la biomasse des espèces introduites entraînant la régression des autres espèces moins compétitives. Le temps entraînera également la disparition progressive de la flore post-culturale (y compris la raréfaction de *Plantago albicans*) installée à la faveur de l'ouverture du sol. Le pâturage conduit également à de nouveaux équilibres en fonction du niveau de pression pastorale.

Pour ce même attribut vital espèces clef de voûte il est également possible de se référer au couvert des espèces introduites (Tableau XI).

Tableau XI. Couvert (C en %) des espèces "clef de voûte" dans les témoins, les parcelles ensemencées (avril 1994) et les steppes de référence.

	Témoin externe	Témoin interne	Parcelles semées mélange A	Parcelles semées mélange B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	Steppes de référence *Artemisia herba-alba*
Cenchrus ciliaris	0	0	0,25	0,2	+	+
Plantago albicans	0	3,8	1,1	2,3	~ 2	+
Stipa lagascae	0	0	0,15	0	~ 2	+
Rhanterium suaveolens	0	0	31,3	0	~ 2,5	0
Stipa parviflora	0	0	0	0,1	< 1	< 1
Artemisia herba-alba	0	0	0	5	0	25
Total	0	3,8	32,8	7,6	~ 28	~ 26

+ : très faible

Le couvert atteint par les espèces du mélange A est nettement plus élevé que celui des espèces du mélange B, avec un rapport de 1 à 3. En ce qui concerne le couvert total dans les parcelles (espèces introduites et spontanées confondues), les différences sont bien moins fortes entre les deux mélanges, avec cependant un niveau d'environ 25 % plus élevé pour les parcelles ensemencées avec le mélange A. Dans le cas des parcelles ensemencées à partir du mélange B, il semble que les espèces spontanées tendent à s'établir dans l'espace non occupé par les espèces semées.

Au niveau spécifique, *Rhanterium suaveolens* paraît très bien installé, de même que *Cenchrus ciliaris*. *Artemisia herba-alba* est resté très discret, le couvert des individus n'ayant pas compensé la faible densité de cette espèce. Il est reconnu que l'ouverture du sol favorise, durant au moins quelques années, les psammophytes (ex. *Rhanterium suaveolens*) et les annuelles spontanées, au détriment des limonophytes (*Artemisia herba-alba*) [29]. Il est cependant probable qu'un glaçage progressif de la surface du sol entraîne, à terme, une évolution inverse.

L'attribut vital "état de la surface du sol" a également été examiné et les résultats ont été synthétisés sur le Tableau XII.

Tableau XII. État de surface (en %) dans les témoins (externe et interne), les parcelles ensemencées (avril 1994) et les steppes de référence.

	Témoin externe	Témoin interne	Parcelles semées mélange A	Parcelles semées mélange B	Steppes de référence *Rhanterium suaveolens*	Steppes de référence *Artemisia herba-alba*
Battance	77,3	63,5	56,5	63,1	≈ 4	≈ 58
Litière	8,0	19,6	28,9	26,5	≈ 5	≈ 5
Gravier	6,6	6,2	1,5	2,0	≈ 1	≈ 35
Terre nue	6,3	2,6	2,1	2,6	≈ 4	≈ 2
Escargot	1,4	1,0	1,0	1,0	0	0
Fèces	0,4	0,2	0,0	0,0	0	0
Voile sableux	0,0	6,9	10,0	4,8	≈ 85	≈ 0

A défaut de la possibilité de suivre aisément certains flux caractérisant la dynamique de l'eau, nous avons retenu d'évaluer, en tant qu'indicateurs du fonctionnement hydrique (infiltration, ruissellement, évaporation) au niveau de l'écosystème, les états de la surface du sol [30, 31].

Si l'on considère les paramètres "état de surface" permettant de juger d'une possible évolution favorable du fonctionnement hydrique d'un écosystème (abondance de la matière organique, voile sableux), il faut constater que les parcelles ensemencées avec le mélange A présentent les meilleures performances. Ces meilleures performances du mélange A sont à lier à celles également atteintes, par le même mélange, en ce qui concerne le couvert végétal total, le couvert des espèces semées ou encore le couvert maximum atteint par une espèce (en l'occurrence *Rhanterium suaveolens*).

Cet ensemble de données et plus particulièrement le relatif insuccès du développement de la végétation dans les parcelles ensemencées à base du mélange B (*Artemisia herba-alba*) indique que la steppe à *Rhanterium suaveolens* doit vraisemblablement être considérée comme steppe de référence, sur le site de Menzel Habib.

Conclusion

Nous avons présenté la réhabilitation à travers des résultats de mesures effectuées sur un certain nombre d'attributs vitaux de l'écosystème, ignorant volontairement les divers aspects techniques des opérations entreprises (composition des mélanges semés, technique de semis, mode de gestion). Tous ces résultats, qui présentent beaucoup d'intérêt, sont exposés par ailleurs [11, 12]. En particulier, l'un des thèmes intéressants non abordé ici est celui des effets du mode gestion. Il s'agit bien, en effet, de reconstruire des écosystèmes qui puissent non seulement être pâturés, mais qui soient éventuellement favorisés par un pâturage dont l'intensité et le rythme seraient raisonnés.

La restauration, suite à la mise en défens, s'effectue par un accroissement constant de la densité et du couvert d'espèces déjà presque toutes présentes [32]. La réhabilitation par semis d'espèces clef de voûte entraîne, elle, un accroissement global très soudain de la densité des espèces et une progression globale du couvert. Par la suite, des ajustements s'opèrent par réduction parfois assez brutale de la densité globale alors que le couvert progresse. Au niveau des espèces, l'évolution de la densité peut, pour certaines d'entre elles, s'effectuer de manière plus progressive.

Il est nécessaire que la date des semis coïncide avec le moment où l'humidité et la température du sol sont à des niveaux favorables et suffisamment élevés pour que la germination puis l'émergence des plantules puissent se réaliser rapidement [28, 33] (Whyte *et al.*, 1959). Plusieurs autres précautions, dont il n'est pas toujours aisé de tenir précisément compte, peuvent, éventuellement, favoriser ou entraver l'installation de telle ou telle espèce. Ainsi, par exemple, *Rhanterium suaveolens* nécessite, pour pouvoir germer, des précipitations suffisamment élevées pour lessiver les substances inhibitrices (Neffati, 1994). La faculté germinative de certaines espèces, telles que *Artemisia herba-alba*, diminue très rapidement dans le temps [15] et l'emploi de semences déjà anciennes peut réduire les chances de succès (Tableau IV).

L'installation d'une espèce dépend, en plus de ses aptitudes à germer et à résister au stress hydrique, de son aptitude à résister à la compétition pour l'eau exercée par les autres espèces [34]. La mise en place de l'écosystème réhabilité est donc sous le contrôle, plus ou moins prolongé, des espèces spontanées présentes et plus particulièrement des espèces post-culturales. Une forte densité de ces espèces spontanées peut limiter sensiblement la capacité de survie des plantules des espèces réintroduites. Il s'agit là d'une difficulté concrète puisque l'existence d'un stock de semences viables dans le sol est à la fois un gage d'évolution floristique rapide de la nouvelle formation et une difficulté supplémentaire pour la bonne installation des espèces réintroduites. Le succès d'une réintroduction est, en quelque sorte, un test de la pertinence du choix d'espèces réellement clef de voûte pour l'écosystème en question. Ces espèces clef de voûte sont le plus souvent les meilleures compétitrices ainsi que les espèces les mieux adaptées aux perturbations et au mode de gestion des parcours dans la région.

Il est vraisemblable qu'une espèce majeure dominant physionomiquement l'écosystème final, comme *Rhanterium suaveolens* dans le site de Menzel Habib, retrouve assez rapidement sa densité optimale (densité des formations naturelles spontanées en bon état ou restaurées). L'établissement et la stabilisation, plus ou moins rapide, d'une telle espèce, à une densité sensiblement conforme à ce qu'elle est dans l'écosystème de référence, constitue vraisemblablement un test de la réussite de l'opération.

Concernant les aspects édapho-hydriques de cette expérimentation de réhabilitation, il est évident que, pour atteindre un bon niveau de fonctionnement hydrique, le site réhabilité doit d'abord retrouver son état de surface initial, soit une couverture de voile sableux éolien de 50 % à 70 %. Une telle couverture est le gage d'une bonne infiltration, d'une réduction conséquente de l'évaporation et de bonnes conditions de germination des semences. Pour le site de Menzel Habib, il semble que cette reconstitution du voile sableux soit bien amorcée ; elle dépend cependant de la disponibilité de sable transporté par les vents. Le succès du traitement systématique de la zone contre la déflation éolienne ralentit probablement cette reconstitution du voile sableux de surface.

Les essais entrepris ici ne constituent à vrai dire qu'une étape dans la réhabilitation. Ils ont abouti à la création d'une steppe, fortement dominée par la strate des chaméphytes et hémicryptophytes, proche de la steppe de référence. Cette steppe ne se serait pas aisément réinstallée d'elle-même faute de semenciers et du fait que les milieux de ce plateau d'Hamilet El Babouch ont déjà franchi un seuil d'irréversibilité au-delà de cette steppe de référence.

Depuis lors, un autre programme, déjà engagé, nous a amené à envisager le franchissement de deux seuils et le rétablissement, dans cette situation, d'une steppe arborée dominée par *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* qui, selon toute vraisemblance, préexistait dans cette région. Il s'agit donc de réinstaller la formation pluristrate préexistante par l'introduction, en particulier, de cette légumineuse arborée dont il ne subsiste que quelques reliques très localisées. Le programme prend en compte qu'il faut considérer comme espèces clef de voûte non seulement les végétaux supérieurs, mais également les micro-organismes (*Rhizobium* ssp., etc.) qui leur sont associés. La présence de ces micro-organismes permet aux végétaux supérieurs d'accomplir pleinement leurs fonctions dans les écosystèmes simplifiés mis en place.

Références

1. Floret C., Le Floc'h E., Pontanier R. (1978). Modèle écologique régional en vue de la planification et de l'aménagement agro-pastoral des régions arides. Application à la région de Zougrata. Institut des Régions Arides (Médenine, Tunisie), CEPE/CNRS (Montpellier), ORSTOM (Paris), Division des Sols de Tunisie, Doc. techn. n° 2 (74 p).
2. Leslie Ph. (1945). On the use of matrices in certain population mathematic. *Biometrics* ; 33 : 183-212.
3. Usher M.B. (1966). A matrix approach to the management of renouvelable resources with special reference to solution forest. *J Appl Ecol* ; 3 : 355-367.
4. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* ; 1 (1) : 8-17.
5. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. II. Case studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology* ; 1 (3) : 168-187.
6. Aronson J., Le Floc'h E. (accepté). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems and landscapes : which way Alicante Province ? Colloque d'Alicante.
7. Aronson J., Le Floc'h E. (accepté). Restoration ecology of salt-affected, arid and semi-arid lands. Colloque d'Agadir.

8. Aronson J., Le Floc'h E. (soumis). Vital attributes of ecosystems and landscapes : new tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*.
9. Le Floc'h E., Aronson J. (soumis). Ecologie de la restauration. Réponse des écosystèmes à la dégradation et à la fragmentation des paysages. Concepts, vocabulaire et applications. Colloque du marais d'Orx (mai, 1994).
10. CCE (Commission des Communautés Européennes) (1988). Réhabilitation des terres à pâturage et des zones affectées par l'érosion éolienne en Tunisie présaharienne. Rapport Final IRA (Tunisie), CEFE/CNRS (France) et ORSTOM (France) (179 p).
11. CCE (Commission des Communautés Européennes) (1993). Etablissement de nouvelles formations steppiques en Tunisie grâce à l'introduction d'espèces spontanées et exotiques. Rapport Final IRA (Tunisie), CEFE/CNRS (France) et ORSTOM (France) (181 p).
12. Neffati M. (1994). Caractérisation morpho-biologique de certaines espèces steppiques nord-africaines. Implications pour l'amélioration pastorale. Thèse Université de Gent (Belgique).
13. Neffati M., Akrimi N., Floret C., Le Floc'h C. (1992). Stratégies germinatives de quelques espèces pastorales de la zone aride tunisienne. Conséquences pour le semis des parcours. Actes IVe Congrès internat. Terres à Pâturages, Montpellier (1991). CIRAD/CIDARC édit. (Montpellier); Vol. I : 281-284.
14. Neffati M., Akrimi N., Behaeghe T. (1993). Étude des caractéristiques germinatives des semences de *Salsola vermiculata* var. *villosa* (Del.) Moq. en relation avec l'aridité. *Ecologia Mediterranea*.
15. Neffati M., Akrimi N., Le Floc'h E. (1993). L'étude des conditions de germination des espèces, une nécessité pour le succès des travaux de réhabilitation. *Ecologia Mediterranea* ; XIX (1/2) : 39-47.
16. Monroy-Ata A. (1989). Installation de plantes pérennes de la zone aride soumises à des conditions hydriques contrôlées et à des coupes. Thèse de Doctorat, Université Sciences et Techniques Languedoc-Roussillon, Montpellier, France (166 p).
17. Ferchichi A., Neffati M., Le Floc'h E. (1992). Comportement comparé d'espèces pastorales de diverses provenances de la zone aride tunisienne installées en pastoretum. Actes IVe Congrès internat. Terres à Pâturages, Montpellier (1991). CIRAD/CIDARC édit. (Montpellier); Vol. 1 : 364-367.
18. Chaïeb M. (1989). Réponse écologique de trois graminées pérennes soumises à des conditions écologiques contrastées en milieu aride de Tunisie (étude en conditions naturelles semi-contrôlées et contrôlées). Thèse de Doctorat Université Sciences et Techniques du Languedoc-Roussillon (293 p).
19. Chaïeb M. (1993). Réponse écophysiologique de trois graminées pérennes soumises à des conditions écologiques contrôlées en milieu aride de Tunisie. Doct. d'État Université de Sfax (Tunisie) (238 p).
20. Chaïeb M., Floret R., Le Floc'h R., Pontanier R. (1992). Life history strategies and water allocation in five pasture species of the tunisian arid zone. *Arid Soil Research and Rehabilitation* ; Vol. 6 : 1-10.
21. Chaïeb M., Floret C., Pontanier R. (1992). Réhabilitation d'écosystèmes pastoraux par réintroduction d'espèces locales de la zone aride tunisienne. Conséquences pour le semis des parcours. Actes IVe Congrès internat. Terres à Pâturages, Montpellier (1991). CIRAD/CIDARC édit. (Montpellier). Vol. 1 : 259-261.
22. Chaïeb M., Pontanier R. (1992). Efficience de l'utilisation de l'eau du sol pour trois graminées pérennes de la zone aride tunisienne. *Bull Soc Sc nat Tunisie* ; 20-21 : 50-53.
23. Ourcival J.M. (1992). Réponses de deux chaméphytes de la Tunisie présaharienne à différentes contraintes et perturbations. Doctorat Faculté Sciences et Techniques du Languedoc, Université Montpellier II (178 p).
24. Ourcival J.M., Floret C., Le Floc'h E., Pontanier R. (sous presse). Water relations between two perennial species in the steppes of southern Tunisia. *Journal of Arid Environments*.

25. Le Houérou H.N. (1959). Recherches écologiques et floristiques sur la végétation de la Tunisie méridionale. Mémoire h.s. Inst. Rech. Sahariennes Alger, 2 Vol (228 p).
26. Floret C., Pontanier R. (1982). L'aridité en Tunisie présaharienne. Trav. et documents de l'ORSTOM, Paris, n°150 (544 p).
27. Goodall D.W. (1952). Some considerations in the use of points quadrats for the analysis of vegetation. *Australian J of Sci Res* ; 5 : 1-41.
28. Belloti W.D., Blair G.J. (1989). The influence of sowing method on perennial grass establishment. III. Survival and growth of emerged sedlings. *Australian J of Sc Res* ; 40 : 323-331.
29. Telahigue T., Floret C., Le Floc'h E. (1987). Succession post-culturale en zone aride de Tunisie. *Acta Oecologia/Oecol Plant* ; 8 (22) n°1 : 45-58.
30. Escadafal R. (1981). Une méthode nouvelle de description de la surface du sol dans les régions arides. *Sols* ; 5 : 21-27.
31. Casenave A., Valentin C. (1989). Les états de surface dans la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration. ORSTOM ; Didactiques, Paris (229 p).
32. Floret C. (1981). The effects of protection on steppic vegetation in the mediterranean arid zone of southern Tunisia. *Vegetatio* ; 46 : 117-119.
33. Pearson C.J., Ison R.L. (1987). *Agronomy of grasslands systems*. Cambridge Univ. Press. (169 p).
34. Reichenberger G., Pyke D.A. (1990). Impact of early root competition on fitness components of four six semiarid species. *Oecologia* ; 85 : 159-166.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 161-186.

10

Pâturages à légumineuses annuelles : un élément essentiel pour la restauration et la réhabilitation des écosystèmes méditerranéens sous faible pluviométrie

M.A. EWING

Centre for Legumes in Mediterranean Agriculture, University of Western Australia

Les particularités qui confèrent aux légumineuses annuelles une importance du point de vue agricole et écologique sont leur persistance et leur productivité. Leur aptitude à fixer l'azote leur permet d'exprimer leur potentiel de croissance, même dans les sols pauvres en cet élément. L'azote qu'elles fixent devient ainsi disponible aux plantes associées directement, à partir de la décomposition des légumineuses, ou, indirectement, à partir des déjections des animaux qui les consomment.

Bien que les légumineuses annuelles croissent sous une grande diversité de conditions climatiques, l'attention se porte à présent sur l'appréciation de leurs performances et de leurs potentialités dans les écosystèmes méditerranéens sous faibles précipatations, c'est-à-dire les régions recevant en moyenne moins de 400 mm de pluie par an. De là découle l'intérêt particulier manifesté à l'égard des écosystèmes méditerranéens d'Afrique du Nord et du Proche-Orient, où se trouvent les plus vastes régions répondant à de tels critères de faible pluviométrie. Il n'en est pas moins possible de tirer profit de l'expérience acquise dans d'autres régions à climat méditerranéen, particulièrement en Australie, en matière de légumineuses annuelles.

Le choix de l'Afrique du Nord et du Proche-Orient exige de considérer le rôle des légumineuses annuelles dans les situations où la faible pluviométrie a pour conséquence, au niveau du système d'exploitation des terres, le passage de la prédominance des cultures annuelles économes en eau, à l'élevage extensif sur les terrains de parcours. C'est aussi la zone où se recouvrent les compétences et l'intérêt des spécialistes d'horizons divers tels que les agronomes, les zootechniciens, les aménagistes de parcours, les écologues pastoralistes et spécialistes de la restauration. C'est enfin une zone où la pression humaine a occasionné une dégradation sévère des écosystèmes.

Il semble indispensable qu'un ensemble de stratégies ou "d'instruments de restauration et de réhabilitation" soit établi avec le concours de tous les spécialistes susmentionnés et d'autres, et ce afin de trouver des solutions aux problèmes biologiquement et socio-économiquement complexes de la dégradation des écosystèmes des régions méditerranéennes sous faible pluviométrie. Cette communication traitera du rôle que peuvent jouer les légumineuses annuelles comme étant un de ces "instruments".

Le désir de développer des systèmes agricoles plus productifs et plus durables constitue le catalyseur de l'intérêt et des recherches récentes au sujet des légumineuses annuelles dans les zones à climat méditerranéen. En Afrique du Nord et au Proche-Orient, le premier objectif est de viser au remplacement, dans les systèmes de culture en place, de la jachère par des pâtures à dominante légumineuses annuelles. Le but est de développer un système intégré cultures céréalières / production de bétail, selon le modèle du *Ley farming* qui s'est développé dans la zone sous climat méditerranéen en Australie méridionale [1].

Les tentatives d'amélioration de la productivité agricole par le biais d'un transfert direct de la technologie australienne, surtout en zones méditerranéennes sous faible pluviométrie, n'ont eu jusqu'ici qu'un impact modeste [2, 3]. Le *Ley farming* n'a également eu qu'un succès limité dans les zones de faible pluviométrie de l'Australie [4], aussi la recherche actuelle met l'accent sur l'identification de légumineuses annuelles mieux adaptées à cet environnement, ainsi que sur des pratiques et des systèmes de gestion appropriés [5]. De même, les difficultés rencontrées en Afrique du Nord et au Proche-Orient ont eu comme effet positif de stimuler une recherche considérable visant à surmonter, dans cette région, les contraintes à l'adoption du système du *Ley farming* [6].

Un élément principal de cette activité consistait à rechercher des légumineuses annuelles bien adaptées en vue de remplacer les cultivars australiens qui, quoique peu adaptés, avaient initialement été introduits dans de tels systèmes [7]. Il en est résulté l'observation, la collecte et l'évaluation de légumineuses annuelles provenant de plusieurs régions à climat méditerranéen, constituant la majeure partie des zones arides et semi-arides. Un intérêt particulier a été porté aux espèces annuelles de *Medicago* (luzernes), pour la faculté qui leur est reconnue à être utilisées dans le système du *Ley farming*. Toutefois, les recherches ont généralement été étendues à des suivis écogéographiques plus larges des légumineuses annuelles actuellement présentes dans les écosystèmes. Cette meilleure connaissance relative aux légumineuses annuelles a suscité l'intérêt de la recherche quant à leur rôle, même en dehors du système de *Ley farming* [8].

La présente communication met l'accent sur les caractéristiques qui confèrent aux légumineuses annuelles cette aptitude à être utilisées dans les programmes de réhabilitation et comment les programmes de réhabilitation peuvent tirer partie de ce potentiel.

Attributs des légumineuses annuelles

Distribution et adaptation

La région méditerranéenne est caractérisée par une grande variété de conditions édaphiques et climatiques. En dépit de cette complexité environnementale, les observations montrent que les légumineuses annuelles sont présentes dans la flore de la plupart des sites même dans les situations les plus arides et celles soumises à surpâturage extrêmement grave [9-15]. En Syrie, sur 207 sites sélectionnés au hasard, Ehrman et Cocks [13] ont trouvé des légumineuses annuelles partout sauf dans un site. Au Maroc, Bounejmate *et al.* [15] ont noté la présence de luzernes annuelles dans 90 % des sites qu'ils ont étudiés, tandis que Beale *et al.* ont relevé des espèces du genre *Trifolium* dans 45 % des sites [16] et des espèces autres que *Medicago* et *Trifolium* dans 87 % des sites [14] qu'ils ont étudiés.

Influence du climat

Il a été démontré que les précipitations et les températures d'hiver constituent les éléments climatiques qui influencent le plus la population et l'importance des populations de légumineuses annuelles.

Précipitations

Il a été observé en Syrie que la diversité des populations de légumineuses annuelles diminue en même temps que la pluviométrie [13]. Le nombre d'espèces, qui varie de 19 à 25 par site de collecte dans les régions bien arrosées, descend à 7 et même à 0, aux endroits moins arrosés.

Il a aussi été noté l'existence d'une relation entre l'occurrence des légumineuses annuelles et la pluviométrie. Bounejmate *et al.* [15] ont pu montrer que *Medicago laciniate, M. littoralis* et *M. tornata* sont plus fréquentes dans les sites à faible pluviosité alors que *M. murex, M. aculeata* et surtout *M. intertexta* étaient associées à des conditions pluviométriques plus favorables. Ces conclusions concordent avec les résultats d'autres études menées en Afrique du Nord [9, 12]. Francis [10] a montré que la diversité des espèces de luzernes diminuait fortement avec la diminution de la pluviosité et que, sous des pluviométries très faibles (inférieures à 50 mm), seule *M. laciniate* persistait (Tableau I). En dépit des difficultés à procéder à des estimations fiables de la pluviométrie dans ces régions, il est clair qu'un certain nombre d'espèces de luzernes, particulièrement *M. laciniata*, sont susceptibles de persister sous des pluviométries moyennes très faibles.

Il faudrait noter que les luzernes annuelles ne sont pas les seules légumineuses à croître massivement dans les régions sous faible pluviométrie. Les autres espèces qui prolifèrent essentiellement dans la zone (nord-ouest de la Libye) couverte par l'étude menée par Francis [10] sont : *Astragalus* spp., *Hippocrepis* spp., *Lotus* spp., *Hedysarum* spp., *Trigonella* spp. et *Trifolium* spp. [9]. En fait, l'étude quantitative réalisée, sur un site (environ 200 mm de pluviométrie moyenne annuelle) a relevé que *Lotus pusillus* et *Hippocrepis bicontorta* étaient considérablement plus abondantes que *M. littoralis* ou *M. tornata* [17]. Au Maroc, *Trifolium* spp. (particulièrement *T. scabrum*), *Scorpius* spp. (particulièrement *S. sulcata*), *Astragulus* spp. (particulièrement *A. homosus*), *Hippocrepis* spp. et *Lotus* spp. dominaient largement les sites à faible pluviométrie [14].

Tableau I. Distribution des espèces de *Medicago* (% des sites, lieux d'échantillonnage d'une espèce) par rapport à la moyenne pluviométrique annuelle au nord-ouest de la Libye. (D'après [10].)

Espèces de *Medicago*	Pluviosité (mm)					
	> 250	200-250	150-200	100-150	50-100	< 50
Nombre des sites de collecte	43	41	37	53	21	22
M. laciniata	2	10	22	88	86	100
M. littoralis	1	83	54	59	24	0
M. truncatula	42	48	46	45	14	0
M. minima	30	41	27	4	0	0
M. tornata	37	27	11	0	0	0
M. polymorpha	16	12	0	0	0	0

Là où une espèce légumineuse annuelle croît sous des conditions climatiques très variables, la possibilité de différenciation d'écotypes est évidente. Cela se manifeste par des différences dans la durée de déroulement des phases du cycle biologique allant de la germination à la production de graines. Une collection d'écotypes de *M. trancatula* a montré l'existence d'un lien positif, très élevé, entre le temps de la germination au début de floraison et la longueur de la saison de croissance, et par conséquent la pluviosité du site de la collecte [18]. Dans ce cas, la durée de la floraison s'étalait entre 66 et 136 jours. Une relation similaire a été décelée en ce qui concerne *M. polymorpha* qui est devenue largement naturalisée dans la région méditerranéenne du Chili (Ovalle C., communication personnelle).

Température

Il a été démontré que les basses températures hivernales qui caractérisent les sites en altitude constituent des contraintes à l'expansion des légumineuses annuelles en zone méditerranéenne, objet de cette discussion. Un certain nombre d'espèces de légumineuses telles que *M. rigidula, M. rotata,* ont manifesté une tolérance au froid. Cocks et Ehrman [19], travaillant en Syrie, ont réussi à démontrer qu'il existe une relation positive entre les capacités de survie à la gelée des légumineuses annuelles et le niveau d'exposition aux basses températures hivernales du site où elles ont été collectées (Figure 1).

Prosperi [20], travaillant sur des légumineuses de diverses origines géographiques, incluant des provenances nord-africaines, a montré que *M. rigidula* et *M. orbicularis* ont une bonne capacité de survie au gel, indépendamment de leur lieu d'origine. D'autres espèces telles que *M. polymorpha* ont une tolérance très variable selon la fréquence des gels à l'endroit de leur collecte. Il importe donc, en vue d'une utilisation dans les entreprises de réhabilitation des régions froides, de sélectionner des légumineuses annuelles parmi les populations indigènes.

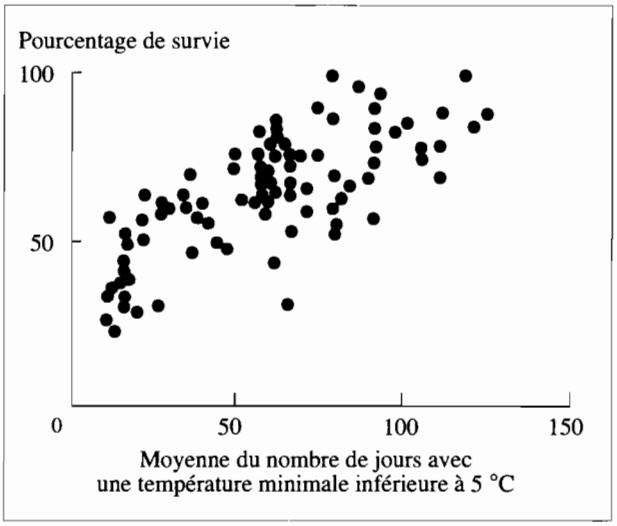


Figure 1. Relation entre les survivants à la gelée et le nombre de jours à température inférieure à 5 °C, concernant 95 sites à l'ouest de la Syrie, lieux de collecte de légumineuses annuelles. (P 0.001, r^2 = 0.53) (D'après [19]).

Influence des facteurs édaphiques

Seules quelques-unes des multiples conditions de sol des zones méditerranéennes à faibles précipitations excluent la présence de légumineuses annuelles. Certains genres et espèces croissent dans des conditions édaphiques très diverses, tandis que d'autres sont tributaires de conditions très précises. Il importe aussi de reconnaître que le stress du sol peut agir soit directement sur une légumineuse, en influençant sa distribution, soit indirectement en influençant la distribution de ses *Rhizobium* symbiotes.

Il a été démontré que les facteurs édaphiques exercent une grande influence sur la répartition des légumineuses. Parmi ces facteurs, on trouve le pH, le $CaCO_3$ et la texture du sol (proportions de sable, argile et limon), le statut nutritionnel du sol (particulièrement la teneur en phosphore et en potassium) et la salinité. Les différences dans le mode de répartition des légumineuses annuelles reflètent probablement leur réponse globale aux multiples caractéristiques du sol. Généralement, il existe une plus grande diversité spécifique et écotypique là où les conditions édaphiques sont favorables [13]. Bounejmate *et al.* [15] ont montré qu'au Maroc les espèces de luzernes étaient plus nombreuses dans les sites avec un pH proche de la neutralité et des teneurs élevées en phosphore et en argile.

Le pH du sol (H_2O, 1:5) varie d'environ 5 à 9 dans les régions méditerranéennes sous faibles précipitations. Toutefois, les zones les plus vastes sont neutres et alcalines. Un nombre restreint d'espèces incluant *Ornithopus* spp. et *Bisserulla pelecinus* sont largement répandues et croissent bien sur des sols très acides. Beale *et al* [14] ont montré que *O. compressus* se rencontre en des endroits présentant un autre stress édaphique tel que teneur faible en potassium et en phosphore, en argile (d'où une faible rétention d'eau) ou en $CaCO_3$, communément associé à une acidité extrême. Les faibles besoins de *O. compressus* en phosphore, en comparaison avec d'autres légumineuses, ont aussi été confirmés par expérimentation directe [21]. Un groupe plus important d'espèces, incluant des espèces de *Trifolium*, poussent bien sur des sols légèrement acides [11].

Les espèces annuelles de *Medicago* présentent une différenciation substantielle en ce qui concerne la réponse pH. Aucune de ces espèces n'est tolérante aux sols fortement acides en raison surtout de l'inaptitude de *Rhizobium meliloti* à tolérer de telles conditions [22, 23]. Des espèces telles que *M. murex, M. sphaerocarpos, M. arabica* croissent fréquemment sur des sols légèrement acides, tandis que *M. littoralis, M. rigidula* et *M. laciniata*, et, à un degré moindre, *M. truncatula* sont souvent présentes sur des sols alcalins ;
M. polymorpha est capable de pousser dans presque toutes les conditions d'acidité [11, 13, 15]. Parmi les espèces de *Medicago* tolérantes à l'acidité, *M. murex* manifeste une aptitude à tolérer des teneurs faibles en $CaCO_3$, en phosphore et en argile. *M. tornata*, comme *M. murex*, peut tolérer des faibles teneurs en $CaCO_3$ et en phosphore, mais s'en distingue par une tolérance moindre à l'acidité et plus élevée à la faible teneur en argile [15]

La salinité est un stress que les légumineuses annuelles, en général, tolèrent peu. Toutefois, il existe des espèces qui supportent des concentrations salines modérées. Un certain nombre de genres de légumineuses — *Melilotus* spp. ; *Lotus* spp. ; *Hedysarum* spp. ; *Trifolium* spp. et *Medicago* spp. — ont été identifiées comme présentant des espèces ayant une tolérance utile à la salinité [12, 24, 25]. Étant donné qu'elle apparaît généralement dans les parties basses du paysage, la salinisation est souvent associée aux zones temporairement inondées et quelques légumineuses combinent une tolérance à la salinité avec une tolérance à l'engorgement (ex : *T. balansa* et *T. resupinatim*) [26].

Il est important, si l'on envisage l'introduction de légumineuses annuelles dans des écosystèmes naturels, de bien comprendre les conditions du sol et d'identifier à l'avance les contraintes probables du milieu où l'on souhaite intervenir. Les espèces qui ont le plus de chance d'être introduites avec succès sont celles croissant déjà naturellement dans ce milieu [7]. S'il y a lieu d'avoir recours à des espèces exotiques, celles adaptées aux caractéristiques édaphiques les plus larges représentent le meilleur choix. Parmi les variétés capables de pousser dans diverses conditions édaphiques, on trouve *M. polymorpha, A. hamosus, S. muricatus* et *S. sulcata*.

Productivité

Les légumineuses annuelles croissent rarement en peuplement monospécifique mais sont plus communément accompagnées, dans les pâturages, par des graminées et autres herbacées. Il est également fréquent que les légumineuses annuelles soient présentes dans des écosystèmes plus complexes avec des graminées et autres herbacées annuelles, des graminées pérennes ainsi que des légumineuses herbacées ou ligneuses [17]. La discussion sur la variabilité de la productivité est étroitement reliée à la productivité de l'écosystème duquel relève la légumineuse annuelle.

La croissance des plantes annuelles dans les écosystèmes de prairiaux méditerranéens est habituellement limitée, en début de saison de croissance, par leur inaptitude à capter la radiation incidente [27]. Une relation positive a été établie entre la croissance précoce des annuelles et le nombre de plantules établies pour deux pâturages aménagés [28] et les systèmes naturels (Cocks P.S. et Osman A., communication personnelle) (Figure 2). Comme le nombre de plantules est déterminé par l'importance du stock grainier, la productivité en début de saison sera surtout influencée par des stratégies d'augmentation de la production de graines.

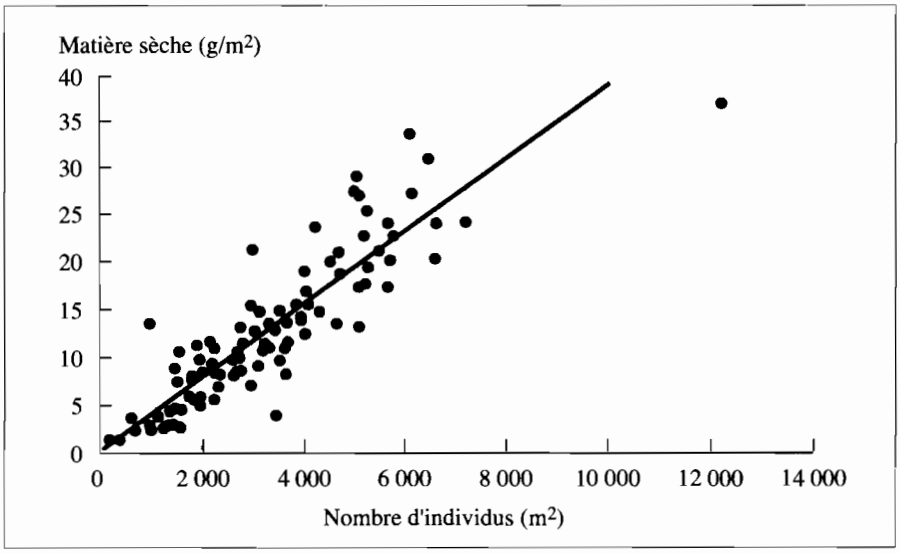


Figure 2. Influence de la densité des plantules installées sur la pousse précoce du pâturage à base d'annuelles (Source : Cocks P.S. et Osman A., données non publiées).

Les taux de croissance durant la phase qui suit l'établissement des plantules dépendra en partie de la composition du pâturage et des conditions édapho-climatiques. Dans une étude conduite en condition de faible pluviosité, Thomson *et al* [29] ont trouvé que, durant la phase faisant suite à la germination quand les températures d'automne sont élevées et que l'azote est abondante dans le sol, les graminées et autres herbacées croissaient plus vite que les légumineuses annuelles. Plus tard, dans la saison de croissance, quand les températures sont plus basses et que la teneur en azote du sol décroît, ce sont les légumineuses qui poussent le plus vite.

Sous des conditions optimales, en zones méditerranéennes, les pâturages dominés par des légumineuses annuelles sont capables d'accumuler de la matière sèche à des taux supérieurs à 150 kg/ha/jour [27]. En réalité, la surface foliaire, permettant des taux de croissance proches de l'optimum, n'est atteinte que quand une biomasse de 1.5 à 2t / ha est accumulée. Dans la plupart des écosystèmes méditerranéens, sous condition de faible pluviométrie, la faible densité initiale des plantes et le pâturage intensif limitent l'accumulation de biomasse et la croissance de la surface foliaire. Il en résulte que les taux de croissance sont bien inférieurs aux taux potentiels. Ce n'est qu'occasionnellement, au printemps, qu'une croissance rapide est possible, mais elle est souvent limitée par un déficit hydrique ou azoté. Dans ces circonstances, il est fréquent que les légumineuses croissent plus vite que les non-légumineuses du même pâturage [29, 30].

La productivité saisonnière totale est souvent exprimée en termes de production de matière sèche par mm d'eau utilisé ou par mm de pluie précipitée [31]. Cette dernière manière d'exprimer les résultats est la plus fréquemment utilisée, étant donné que les informations pluviométriques sont plus disponibles que les mesures d'utilisation de l'eau dont elles constituent une bonne approximation [32]. Le lien entre la production des pâturages et la pluviosité permet de faire des comparaisons entre divers sites et saisons.

Des études de pâturages aménagés contenant des légumineuses indiquent qu'une productivité supérieure à 25 kg / mm de pluie est rare pendant la saison de croissance [1, 33]. Même dans les systèmes gérés, il est fréquent de mesurer une production de l'ordre de 10 à 15 kg. Sur la base d'études intensives récentes menées sur le terrain, sur plusieurs sites sous faible pluviométrie, Bolger *et al.* [32] ont montré qu'une production de 30 kg de matière sèche /mm pour chaque mm au-dessus de 50 mm de pluie est une limite supérieure convenable du potentiel de production (Figure 3). La quantité de 50 mm, obtenue par extrapolation de la régression linéaire de la production de matière sèche en fonction de l'utilisation d'eau, indique le niveau probable de perte d'eau par évaporation directe du sol.

Ces niveaux de productivité des pâturages gérés contrastent de façon dramatique avec la production des pâturages non aménagés. Une étude expérimentale, sur une durée de cinq ans, des pâturages du nord de la Syrie, comportant des légumineuses annuelles, a montré une efficacité de l'eau de l'ordre de 2 à 5 kg/mm de pluie [34]. La surveillance d'un parcours collectif géré a révélé une productivité du même ordre (Cocks P.S. et Osman A., communication personnelle). Ces résultats concordent avec la productivité des prairies non améliorées mesurée dans la région méditerranéenne du Chili (Ovalle L., communication personnelle).

Il est possible d'intervenir en vue d'améliorer la productivité des prairies annuelles pâturées. En effet, selon une étude [34], un apport de phosphate à des prairies d'annuelles a pratiquement doublé la productivité du système. Des coefficients d'efficacité de l'eau de l'ordre de 7 à 9 kg/mm ont été obtenus en même temps qu'un accroissement plus rapide des légumineuses.

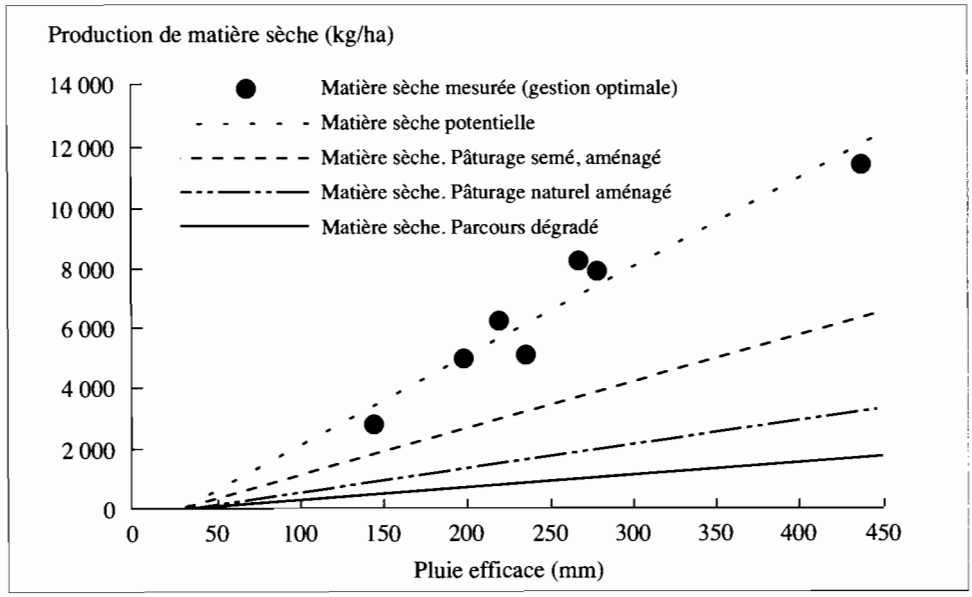


Figure 3. Relation entre la consommation de l'eau et la production de la matière sèche (saison de croissance) (Adaptée de [32].)

L'extrême faiblesse de l'efficacité de l'eau pour la production de biomasse dans les systèmes pastoraux non pertubés s'explique probablement par les pertes en eau très élevée dues à l'évaporation de la surface du sol. La perte en eau par évaporation peut atteindre un niveau élevé dans les régions à climat méditerranéen, surtout quand une grande proportion du sol reste nue pendant la majeure partie de la saison de croissance. Quoique peu de mesures directes, distinguant dans l'évapotranspiration la part de l'évaporation de celle de la transpiration, soient disponibles ; une étude a montré que de 40 % à 50 % de l'eau étaient perdus par évaporation du sol dans un parcours géré dans une zone à faible pluviométrie de l'Australie occidentale [35]. Des cultures céréalières (orge, blé) bien conduites peuvent perdre jusqu'à 50 % d'eau disponible par évaporation du sol. La perte peut atteindre 75 % dans le cas de culture à croissance médiocre [36]. Il est facile d'imaginer que les pertes, par évaporation du sol, seront élevées dans des pâturages à faible couvert végétal et, de plus, surpâturés. Cette conclusion de Cooper *et al.* [36], selon laquelle on peut améliorer la productivité et l'efficacité de l'utilisation de l'eau en augmentant la transpiration au détriment de l'évaporation, s'applique avec plus de force aux écosystèmes pastoraux fortement surpâturés.

L'intervention en vue d'accroître la productivité des écosystèmes pastoraux, à base d'annuelles, devrait mettre l'accent sur ces stratégies permettant d'accroître l'efficacité de l'utilisation de l'eau. De telles stratégies comprennent : l'accroissement du nombre de plantules (gestion du stock de grainier impliquant une gestion du pâturage de printemps et d'été), l'augmentation du taux de croissance des plantes dans les stades jeunes (gestion de la composition floristique, sélection), une plus forte accumulation précoce de la biomasse (pâturage différé, meilleure nutrition minérale par apport d'engrais et recyclage) et une croissance printanière plus importante (augmentation des légumineuses).

Pouvoir de résilience des légumineuses annuelles

Le succès des légumineuses annuelles dépend beaucoup de leur aptitude à produire des graines et à les amener jusqu'à la production effective de populations végétales durant les saisons suivantes de croissance. Les observations sur la répartition des légumineuses annuelles en zones méditerranéennes à faible pluviométrie ont démontré, de manière empirique, leur aptitude à maintenir des populations végétales même dans des conditions de milieu défavorables et variables et dans un contexte de perturbations anthropiques parfois anciennes. La résilience est un attribut fondamental de leur rôle potentiel dans les systèmes réhabilités, et des études récentes ont largement contribué à améliorer notre compréhension des mécanismes détaillés liés à cette persistance.

Dynamique de la banque de graines

Le stock de semences des légumineuses annuelles suit un cycle annuel. Ce stock atteint son niveau le plus bas en hiver suite à la germination. De nouvelles graines s'ajoutent au stock chaque printemps, saison durant laquelle le pic annuel est atteint. Suit une diminution qui résulte de la consommation des graines par les animaux, puis de la germination d'une proportion du reste des graines. Cependant, il importe de noter que certaines graines subsistent dans le sol durant toute la période de croissance hivernale, sans germer. De tels cycles ont été observés à la fois dans les écosystèmes naturels [37] (voir Figure 4) et dans les systèmes pastoraux gérés [28].

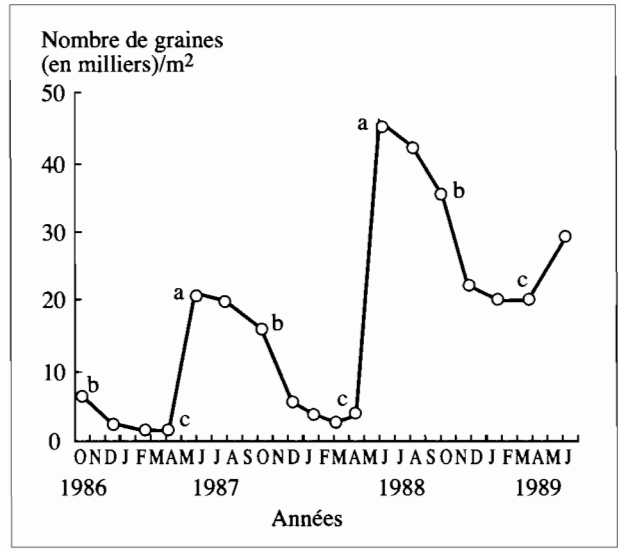


Figure 4. Changements au niveau de la banque de graines des espèces les plus communes d'un pâturage à Tel Hadra, Syrie, d'octobre 1986 à mai 1989 (D'après [37]).

Régulation de la germination des graines

Le développement d'un tégument imperméable (graines dures) est le dispositif par lequel le stock de graines est habituellement préservé pour de longues périodes (souvent au-delà de cinq ans). Toutefois, le phénomène de dormance des graines ainsi que les mécanismes de contrôle de l'imbibition contribuent, également, à garantir le passage de la graine à la plantule.

Le tégument de la graine de la plupart des légumineuses annuelles devient imperméable à l'eau au fur et à mesure de la dessiccation de la graine, vers la fin du printemps et au début de l'été. Durant cette période, les graines sont souvent protégées du risque d'une germination provoquée par les pluies hors saison, par un mécanisme de dormance. Le besoin de températures estivales élevées et fluctuantes pour permettre la germination des graines dures a été établi par Quinlivan [38]. Plus récemment, Taylor [39] a montré que le processus passe par deux étapes : la première est une étape de préconditionnement nécessitant de hautes températures suivi d'une phase courte de fluctuation thermique. Les températures qui engendrent la deuxième phase de ramollissement (qui permet l'imbibation et la germination) sont généralement celles prévalant en automne. Elles garantissent que la plupart des graines puissent germer au moment où les plantules ont une forte probabilité de survie.

Les légumineuses annuelles diffèrent par leurs proportions de graines dures. Un certain nombre d'études ont mesuré la proportion de graines qui ramollissent durant l'été qui suit la production [40-42]. Malgré des variations considérables, ces études montrent que chez de nombreuses légumineuses, particulièrement celles des régions sous faible pluviométrie [42], moins de 20 % de la production grainière d'une année germent au cours de la saison de végétation qui suit. Des études, à long terme, sur le ramollissement des graines sont rares. Cependant, Taylor et Ewing [43] ont montré qu'il existait, chez les gousses abandonnées à la surface du sol, un ramollissement annuel, étalé sur une période de cinq ans,

des graines *M. fruncatula* et *M. polymorpha*. Au terme de cinq années, environ 10 % de *M. fruncatula cv Cypus* et 25 % de *M. polymorpha cv Serena* n'avaient pas encore germé. La même étude a révélé que les téguments des graines de trèfle souterrain se ramollissent plus rapidement que ceux des luzernes annuelles, et qu'il existe des différences de taux de ramollissement entre les cultivars de trèfle souterrain.

Les conditions de milieu sous lesquelles la production grainière s'effectue influent sur le taux de ramollissement des graines dures. Des graines de *M. polymorpha cv Circle Valley*, provenant de trois endroits différents, ont présenté des variations dans les phénomènes de ramollissement sous des conditions uniformes. Les graines provenant des conditions les plus favorables ont présenté les vitesses de ramolissement les plus lentes [44]. Il a également été démontré que les graines ramollissent plus lentement quand elles sont enfouies lors des labours, par le piétinement des animaux ou dans les fissures naturelles du sol [43].

Il apparaît que des taux de graines dures modérés à élevés constituent un préalable pour la croissance des légumineuses annuelles sous faibles précipitations. Ce mécanisme leur permet de persister en dépit de longues périodes de faible production de graines. Un apport substantiel de semences au stock grainier, tous les cinq à dix ans pourrait suffire pour maintenir des populations viables de légumineuses annuelles.

Un autre mécanisme utile sous conditions de faible pluviométrie est la variation de la durée nécessaire à l'imbibition et au ramollissement des graines. Seulement 25 % des graines de *T. campestre* ont germé dans un délai de cinq jours sous conditions idéales [41] et des comportements similaires ont été observés chez *M. polymorpha* (Taylor, communication personnelle) et *O. compressus* (Revell C., communication personnelle) en conditions naturelles aussi bien qu'en conditions contrôlées. Cette faculté a pour effet de ne permettre la germination, d'une certaine proportion des graines, que s'il y a persistance des conditions favorables pour une longue période. Si l'eau n'est disponible que pour une courte période, comme c'est le cas avec les pluies d'automne, seule une partie des graines germent par suite de stress hydrique.

L'évidence de la persistance à long terme des légumineuses annuelles dans les écosystèmes méditerranéens à faible pluviométrie ressort des observations de leurs schémas de distribution. Notre compréhension modeste des mécanismes de persistance nous révèle un certain nombre de caractéristiques que les légumineuses annuelles adaptées aux programmes de réhabilitation devront probablement posséder.

Production grainière

L'importance du stock de graines, des espèces annuelles susceptibles de germer dans la détermination de la productivité, a déjà été établie. La production grainière est également vitale pour assurer la pérennité de l'espèce.

Le potentiel de production grainière des légumineuses annuelles, dans les pâtures où elles dominent, est généralement estimé de 1 à 2 kg de graines/mm de pluie [1], bien que les chiffres du Tableau II [4] permettent de dire que ce chiffre est une sous-estimation.Ceci représente une allocation de 5 % à 10 % de la biomasse potentielle des légumineuses annuelles en graines. Les études ayant fourni ces renseignements ont concerné des espèces à grosses graines, telles que le trèfle souterrain et les luzernes annuelles. Des taux plus élevés de contribution des graines à la biomasse sont mesurables

Tableau II. Influence des pluies de la saison de croissance (mm) sur le rendement grainier de trois cultivars de *M. polymorpha*, à divers degrés de maturation (*Serena, early, santiago, intermediate* et *circle valley, lak*), pâturés ou non pâturés (D'après [4]).

	Année			
	1984	1985	1986	1987
Pluie de la saison de croissance (mm) (Avril-octobre)	253	174	249	207
	Rendement grainier (kg/ha)			
Serena non pâturé	686 (39)	345 (20)	628 (36)	103 (6)
Serena pâturé	601 (65)	40 (4)	266 (29)	13 (1)
Santiago non pâturé	1 059 (50)	355 (17)	585 (28)	110 (5)
Santiago pâturé	626 (54)	124 (11)	397 (34)	22 (2)
Circle Valley non pâturé	532 (41)	249 (19)	448 (35)	53 (4)
Circle valley pâturé	260 (48)	34 (6)	246 (45)	7 (1)

( ) = % annuel du total des 4 années.

pour les espèces à petites graines telles que *T. glomeratum* (Smith, communication personnelle). Les plantes, qui sacrifient une haute productivité printanière de biomasse verte pour accroître la production grainière et par conséquent leur persistance, sont probablement avantagées dans un écosystème sous pluviométrie faible.

Le stress hydrique et la défeuillaison influent très fortement sur la réduction du potentiel de production grainière. En zone méditerranéenne sous faible pluviométrie, les grandes variations de la pluviométrie signifient que le potentiel de production grainière varie largement d'une année à l'autre, étant le plus élevé sous une pluviosité supérieure à la moyenne. Les espèces et écotypes de légumineuses annuelles aptes à exploiter des conditions anormalement favorables risquent d'être lésés. L'impact des saisons favorables est encore plus prononcé dans les systèmes sévèrement pâturés et ce n'est qu'au cours des années, où les taux de croissance dépassent largement le taux de consommation animale, que se produit une importante accumulation de biomasse, ce qui constitue alors le fondement d'une production grainière élevée [4].

Le Tableau II illustre l'impact des variations saisonnières sur le rendement grainier des légumineuses annuelles. Trois cultivars de *M. polymorpha* variant par leur date de maturité ont été cultivés en présence et en l'absence de pâturage, pendant quatre années consécutives. Une très faible proportion de la production grainière a été enregistrée au cours des deux années les moins favorables, tandis que la majeure partie de la production a eu lieu pendant les deux années plus favorables. Le cultivar à maturité précoce *Serena*, n'avait aucun avantage sur le cultivar *Santiago* à maturité quelque peu plus tardive, surtout en présence d'un pâturage. Le cultivar *Circle Valley* présentait par contre une maturité nettement trop tardive pour pouvoir bénéficier même de la saison la plus favorable (1984).

Ces résultats expliquent en partie les raisons pour lesquelles *M. laciniata*, l'espèce de luzerne annuelle la plus répandue en zones très arides, ne fleurit pas de manière précoce. Elle ne donne probablement des quantités substantielles de graines que durant les quelques saisons très favorables, quand une maturation précoce ne représente aucun avantage particulier.

Perte de graines dues à la consommation et sa minimisation

La perte de graines, suite à leur consommation par les animaux, constitue une menace importante pour toutes les annuelles. Les légumineuses annuelles ont développé un certain nombre de dispositifs en vue de minimiser l'impact des dégâts occasionnés par le pâturage des animaux durant le développement des graines aussi bien qu'après leur maturation.

La production de graines dans les parties basses des plantes ne fournit qu'un faible niveau de protection contre la consommation animale. Une meilleure forme de protection est le géotropisme. Il s'exprime chez des espèces, telles que *T. subterraneum*, où, après une fleuraison aérienne, la capsule épineuse est enfoncée dans le sol par un pédoncule en extension [45]. Ainsi placées les graines sont bien protégées contre le pâturage. Ce mécanisme de protection des graines s'avère efficace sur des sols sableux facilement pénétrables, mais il est inefficace lorsque les sols ont une texture plus fine et une surface moins aisément pénétrable. La sous-espèce *brachycalycinum* de *T. subterraneum* est commune dans de telles situations, ses pédoncules sont longs et réussissent à s'enfouir dans le sol au niveau des fissures naturelles de la surface du sol.

Une autre forme d'adaptation s'appelle l'amphicarpisme. Certaines légumineuses annuelles sont capables de produire des fleurs auto-pollinisantes qui se développent entièrement sous la surface du sol. Ce mécanisme se rencontre chez des espèces telles que *Vicia Sativa* et *Lathyrus citolatus* croissant dans des zones sous faible pluviométrie du Proche-Orient [46]. En fait, ces deux espèces sont dimorphes et disposent de fleurs et de graines au-dessus et au-dessous de la surface du sol.

Il est clair que les légumineuses annuelles ne disposent pas toutes de tels mécanismes hautement sophistiqués pour se protéger de la consommation. La plupart des espèces de *Trifolium* fleurissent et donnent des graines au-dessus de la surface du sol dans une position de la strate de végétation où elles sont exposées à la consommation par les animaux. Des espèces largement répandues et prospères, telles que *T. stellatum*, fleurissent tôt et se développent rapidement produisant des capitules de graines dispersées aussitôt. Cela assure, généralement, une protection contre la consommation puisque les graines produites se répandent à la surface du sol où elle risquent moins d'être consommées. Cela se produit généralement à une période où la biomasse végétale des autres espèces présentes est plus appétante pour les troupeaux.

Un autre mécanisme important de conservation des graines est leur aptitude à ne pas être digérées lors de leur passage dans le système digestif de l'animal qui les consomme. L'existence d'une relation forte entre la taille et la proportion de graines qui échappent à la digestion lors du transit intestinal a été démontrée [47-50]. Carter *et al.* [47] ont montré que la proportion de graines traversant sans dégâts l'appareil digestif des moutons augmentait rapidement pour les graines de moins de 1 mg (Figure 5).

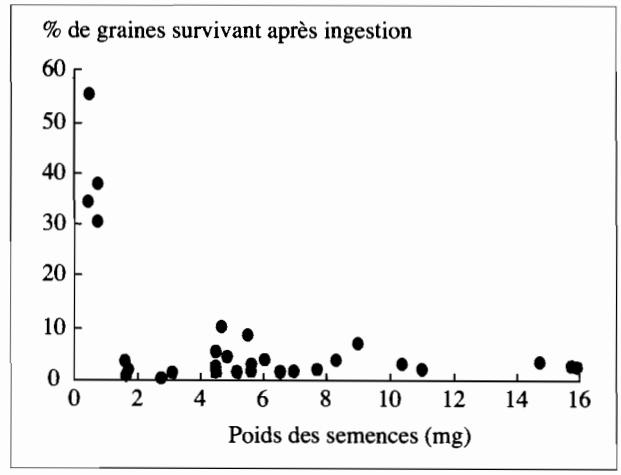


Figure 5. Relation entre graines survivantes de *Medicago* et *Trifolium* et la masse individuelle des graines.

Une compréhension du mécanisme par lequel certaines espèces protègent leurs graines est importante si l'on envisage une intervention en vue d'introduire ou d'encourager les légumineuses annuelles. Ceci est d'autant plus important que l'on se trouve en l'absence de possibilité de gestion des pâturages, puisqu'il a été démontré que les ovins maintiendront cette condition jusqu'à ce que les réserves des graines des légumineuses annuelles, formant des gousses et des graines de taille importante, telles que les luzernes annuelles, aient été sévèrement réduites [51, 52]. Dans ce cas, les espèces à graines de taille réduite, échappant au transit intestinal, devraient être utilisées.

Apport et cyclage de l'azote

La capacité de fixation d'azote des légumineuses annuelles en symbiose avec les bactéries nodulantes des racines est essentielle pour faire d'elles un élément productif et persistant des écosystèmes. Il est bien évident qu'en fixant l'azote pour subvenir à leurs besoins propres les légumineuses en procurent également aux plantes qui leur sont associées dans les écosystèmes. Il a également été démontré que l'accroissement de la teneur du sol en matière organique, dans les systèmes à base de légumineuses annuelles, améliore les propriétés physiques du sol. Ces améliorations incluent un accroissement de la porosité du sol, de la stabilité globale et une meilleure rétention et disponibilité de l'eau [53].

Apport d'azote

Les mesures directes de l'apport d'azote par les légumineuses étaient, il y a peu encore difficiles. La technique la plus utilisée consistait à mesurer les accroissements, souvent à l'échelle d'une année, de la quantité totale d'azote des horizons de surface. Se servant de ces techniques, Ladd et Russell [54] ont estimé que l'accroissement annuel total d'azote est de l'ordre de 40 à 160 kgN/ha/an, dans les pâturages bien gérés à base de légumineuses, en zone méditerranéenne d'Australie. La valeur minimale de cette fourchette

concerne la fixation d'azote dans les zones à faible pluviométrie. Cette technique présente de sérieuses difficultés pour la mesure de l'apport d'azote des légumineuses annuelles dans les systèmes naturels des zones méditerranéennes sous faible pluviométrie. Dans ces conditions, il est probable que la faible quantité d'azote fixé ne dépasse pas l'erreur qu'engendre la mesure sur le terrain.

Des progrès récents, dans la méthodologie utilisant des engrais enrichis N, ont amélioré notre compréhension des apports d'azote par les légumineuses annuelles. Une conclusion générale qui se dégage de ces études est que la plus grande partie de l'azote contenu dans les légumineuses annuelles (souvent entre 65 % et 85 %) provient de la fixation plutôt que de l'absorption à partir du sol [55-58]. Dans ces systèmes, l'apport d'azote sera très influencé par les modifications de la quantité de phytomasse produite. Certaines indications montrent qu'une meilleure efficacité pourrait être obtenue par accroissement de la proportion d'azote fixé, peut-être par la sélection de souches rhizobiennes plus efficaces.

Plus récemment encore, des méthodologies ont été développées afin de mesurer la fixation d'azote sur le terrain. Elles consistent à mesurer l'abondance relative naturelle de ^{15}N, dans une légumineuse annuelle par rapport à une non-légumineuse de référence [59, 60]. Ceci évite un recours onéreux aux engrais enrichis en ^{15}N. Sur 184 pâtures de *T. subterraneum* observées, dont un certain nombre en zone à faible pluviométrie, 70 % avaient une proportion d'azote fixé (P) dans la biomasse aérienne, supérieure à 60 % [61]. Des valeurs de P supérieures à 70 % ont été obtenues en utilisant la technique de l'abondance naturelle de ^{15}N dans un échantillonnage intensif de pâtures de *M. polymorpha* et *T. subterraneum* appartenant à un site sous faible pluviométrie à Merredin en Australie occidentale (Bolger T., Thomson C., communication personnelle). Ce travail, récent, confirme les conclusions antérieures selon lesquelles la manière la plus efficace pour accroître l'apport d'azote des légumineuses pastorales est de produire une biomasse des légumineuses plus importante.

Cyclage de l'azote

Dans les écosystèmes non fertilisés, les plantes obtiennent leur azote à partir de la minéralisation de la matière organique, mais ne sont pas directement influencées par le niveau d'azote organique du sol. Dans des milieux méditerranéens sous faible pluviométrie, le taux de libération de l'azote du stock organique est lent, souvent de l'ordre de 1 % à 2,5 % par an.

Notre compréhension du rôle des légumineuses annuelles dans la dynamique de cyclage de l'azote a été améliorée par les méthodologies relatives au ^{15}N. L'azote contenu dans la biomasse récemment produite par les légumineuses est libéré beaucoup plus rapidement que l'azote organique déjà contenu dans le sol. Dans une étude, il a été trouvé que 16,6 % de l'azote présent dans le résidu d'une luzerne étaient disponibles au début de la saison de croissance suivante au terme de sept mois d'incubation. Une ou deux années plus tard, les pourcentages étaient respectivement de 5,9 % et 4,2 %, tandis que, quelques années plus tard, il n'était plus que de 2,5 % [62], taux qui est plus conforme au taux habituel de libération à partir de la matière organique du sol. Bien que l'on ne dispose que de peu de renseignements au sujet du cyclage de l'azote dans les systèmes pâturés à base de légu-

mineuses, il semble que le cyclage de l'azote y soit encore plus rapide (Sanford P., communication personnelle).

Il est important de reconnaître que les niveaux variables de la production de biomasse légumineuse résultent soit des variations saisonnières, soit des opérations d'aménagement qui entraînent des modifications de la quantité d'azote disponible. Ces modifications sont plus importantes que les modifications de la quantité d'azote du sol. Cela signifie qu'en dépit du fait que les variations de l'azote organique du sol pourraient constituer une mesure utile du statut de l'écosystème à long terme elles ne constitueront probablement qu'un faible indicateur de l'azote disponible, qui est un déterminant important à la fois du potentiel productif et de la compétition entre légumineuses et non-légumineuses. Ceci sera plus particulièrement vrai pour un sol peu fertile, lorsque la contribution à long terme du stock organique à l'azote disponible est faible comparativement à la contribution de la production à court terme des légumineuses. La fluctuation de la quantité d'azote disponible sera probablement l'un des facteurs clés à considérer au niveau de la variabilité intersaisonnière de la contribution des légumineuses constituant, selon Rossiter [63], l'une des caractéristiques des pâturages méditerranéens à base d'annuelles.

Les concentrations d'azote minéral du sol varient dans une même saison et entre les saisons, avec, habituellement, un pic au début de la saison de croissance, à la suite d'une période où les conditions, d'une minéralisation microbienne à partir de la matière organique, sont favorables et avant son épuisement par absorption par les plantes, lessivage ou volatilisation [51, 52]. Cette fluctuation de l'apport en azote influence la performance relative des composants du pâturage. Au début de la période de croissance, les graminées et les herbacées croissent aussi vite ou plus rapidement que les légumineuses, mais plus tard ce sont les légumineuses qui poussent le plus vite à un moment coïncidant avec une pénurie d'azote dans le sol.

Les légumineuses ont une aptitude à répondre à une teneur élevée d'azote du sol par réduction de la nodulation et de leur fixation d'azote [64]. Dans une expérimentation, l'apport de 50 kg/ha d'engrais azotés, sous forme de nitrate, a réduit la proportion d'azote fixé biologiquement dans *M. littoralis* de 82 % à 51 % [65]. Evans *et al* [66] ont montré que dans une luzernière cultivée sous conditions de forte disponibilité d'azote inorganique, seulement 20 % de l'azote provenaient de la fixation atmosphérique..

Les différences dans l'aptitude des légumineuses annuelles à noduler en condition de teneur élevée en nitrate ont été démontrées [67]. La capacité de noduler, en dépit de fortes concentrations du sol en azote, constitue un avantage important pour les légumineuses dans les sols marqués par une transition saisonnière rapide entre une disponibilité adéquate en azote et une carence, comme c'est souvent le cas par exemple pour les sols sableux non fertiles.

Procédures de réhabilitations impliquant les légumineuses annuelles

Les écosystèmes méditerranéens sous faible pluviométrie sont souvent sévèrement dégradés à cause des effets combinés d'un pâturage excessif persistant, des méthodes culturales non appropriées, de la collecte de bois et du feu. Avec l'intensification de la pression humaine dans ces régions, il est improbable qu'une telle dégradation puisse être endiguée sans une intervention humaine. Dans plusieurs cas, la dégradation a atteint un

seuil d'irréversibilité et le retour à un état initial d'avant la perturbation n'est plus possible [68]. L'étendue de la dégradation déterminera fortement la nature des intrants nécessaires à l'établissement d'un écosystème stable et, dans certaines circonstances, productif.

Dans la pratique, la réhabilitation risque d'être contrariée par les réalités socio-économiques. La faible productivité actuelle des écosystèmes méditerranéens sous faible pluviométrie signifie que peu de ressources internes sont disponibles pour un investissement en vue de la réhabilitation. Le potentiel de productivité peu élevé et la variabilité saisonnière de cet environnement n'aident pas non plus à attirer les investissements externes [69]. Il paraît clairement qu'en général les mesures de réhabilitation dans cette région doivent être conçues autour de stratégies à faibles intrants.

Les légumineuses annuelles présentent les caractéristiques qui permettraient leur utilisation dans un grand nombre de programmes de restauration et de réhabilitation. Les spécifications détaillées de leur application seront déterminées par le degré de dégradation et les objectifs des programmes entrepris. D'un côté, cette application appelle à une intervention légère afin de modifier l'intensité et la durée du pâturage dans le but d'accroître la contribution de la population de légumineuses déjà en place (restauration). A l'autre extrême, l'intervention consisterait à introduire des graines de légumineuses annuelles exotiques des *Rhizobium* et des engrais minéraux dans un écosystème désertifié (réhabilitation).

L'utilisation des légumineuses annuelles dans les opérations de réhabilitation est un des éléments d'une opération plus large, impliquant d'autres formes de végétaux, telles que arbres, arbustes, graminées pérennes et légumineuses herbacées et pérennes. Ces opérations pourraient être intégrées au niveau stationnel comme au niveau du paysage. Dans la plupart des cas, la présence de légumineuses annuelles complétera la performance des plantes associées, en constituant une source de biomasse ou d'azote, à une période différente de l'année. Les légumineuses annuelles bénéficient de l'influence stabilisatrice des plantes pérennes qui leur procurent une protection contre l'érosion éolienne et qui souvent extraient l'eau de différents profils du sol et à différentes périodes de l'année.

Amélioration de la gestion du pâturage

Des modifications de la gestion du pâturage sont susceptibles à la fois d'améliorer la production globale et d'accroître la proportion de légumineuses, surtout dans les écosystèmes prairiaux. L'apport supplémentaire d'azote dans le sol qui en résulte favorise l'amélioration de la stabilité physique du sol et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau.

La modification de la gestion du pâturage comporte deux phases en rapport avec son impact sur les espèces annuelles, en particulier les légumineuses. L'objectif de la première phase est d'accroître le stock grainier en vue d'augmenter chaque année les populations végétales. La seconde phase concerne le maintien de ces populations à des niveaux élevés. Quand les réserves de graines sont à des niveaux très bas, l'objectif initial pourrait être atteint au mieux par une réduction ou même une interruption totale du pâturage. La durée de cette phase dépendra du cycle de conditions saisonnières. Le stock grainier peut augmenter brusquement en une seule saison très favorable [34] si le potentiel de développement de la biomasse peut être alloué à la production grainière et qu'elle ne soit pas consommée.

Une fois les stocks grainiers augmentés, leur maintien peut être assuré par des pratiques de pâturage avec des périodes d'interruption, en vue de permettre l'établissement des plantules et le développement précoce d'une surface foliaire importante. La réduction de l'intensité du pâturage durant la phase de production grainière est aussi précieuse. Osman et Cocks [70] ont rapporté une multiplication supérieure à deux de la production grainière des légumineuses par la pratique d'un arrêt du pâturage durant un ou deux mois vers la fin de la saison de croissance.

Il est particulièrement important de réduire la pression pastorale quand les conditions saisonnières sont peu favorables et de ne pas l'accroître trop fortement pendant les saisons favorables qui sont vitales pour la reconstitution des réserves grainières.

La probabilité d'accomplir une restauration uniquement par la manipulation de la pression pastorale reste faible. Les systèmes actuels de gestion des troupeaux, basés sur la distribution de compléments importants, pour compenser les pénuries périodiques, perpétuent une pression permanente sur les écosystèmes existants, ce qui entraîne pour le futur le besoin d'interventions plus lourdes.

Addition de légumineuses annuelles au stock grainier

Sous certaines conditions, les stocks grainiers des légumineuses annuelles peuvent avoir été réduits à des niveaux irréversibles, surtout si l'on désire des changements rapides. L'essentiel de l'expérience acquise concernant l'addition de graines de légumineuses résulte de tentatives d'introduire le système de *Ley farming* et il y n'a que peu d'exemples disponibles d'introduction de graines de légumineuses à des écosystèmes dégradés.

Un exemple, qui montre que de telles initiatives peuvent réussir, nous vient d'Australie. Des gousses d'un certain nombre d'écotypes de luzernes ont été répandues, avec une application initiale de 20 kg /ha de P_2O_5 à la surface d'un sol sableux d'un terrain de parcours dégradé (environ 200 mm de pluie/an) ne comportant pas de légumineuses annuelles. Au cours de dix années de pâturage léger, le stock grainier de certains de ces écotypes de luzernes a augmenté de manière substantielle (Tableau III).

Cet exemple fournit quelques aperçus des conditions de réussite d'une entreprise d'introduction de graines de légumineuses annuelles. La première condition évidente est de s'assurer que la légumineuse introduite est adaptée au type de milieu et au système de gestion du site d'accueil. Dans le cas précédemment présenté, seul un nombre limité d'écotypes introduits ont présenté de bonnes performances. Il est particulièrement important de relever le fait que des cultivars (*Harbinger/Cyprus*) de luzernes sélectionnés pour utilisation dans des systèmes de *Ley farming* en milieux assez semblables mais à pluviosité supérieure n'ont réussi que médiocrement. L'excellente performance de l'écotype *Lib.1493* durant cette étude à long terme est importante puisqu'il a été identifié comme étant une luzerne la mieux adaptée aux zones à faible pluviométrie du nord-ouest de la Libye où il avait été initialement collecté [9]. Il est actuellement commercialisé sous la dénomination cultivar *El Wassat*.

La meilleure évidence de l'adaptation d'une légumineuse annuelle est sa présence dans le milieu ciblé [7]. Il est par conséquent nécessaire de procéder à un travail d'observation et d'évaluation des légumineuses indigènes, avant d'entamer des programmes pratiques de réhabilitation impliquant l'introduction de semences de légumineuses annuelles. Des exemples de telles observations sont disponibles pour la Libye [9], le Maroc [15, 16],

Tableau III. Stock grainier annuel des espèces de *Medicago* (kg/ha) après un apport de 20 kg/ha de gousses inoculées de 13 cultivars ou écotypes différents sur un sol sableux alcalin à Quobba, dans un terrain de parcours, sous faible pluviométrie (200 mm), en Australie occidentale. (D'après Gintzberger et Skinner, non publié.)

Espèces de *Medicago*	Ecotype	Année				
		1986	1987	1988	1989	1992
Mélange de 7 espèces	386 écotypes	3	3	11	34	256
M. litt. x						
M. trunc.	Lib 1 493	1	2	4	17	218
M. truncatula	Zuara 5	1	3	7	20	175
M. littoralis	Lib. 3 082.7	1	3	6	18	164
M. tornata	Lib 133.1	1	1	2	2	59
M. truncatula	Ghor	4	2	9	13	33
M. littoralis	Harbinger 1	1	1	1	5	19
M. tornata	Lib 51.1	3	2	4	2	4
M. tornata	Swani	1	1	2	1	2
M. tornata	Lib 1484.1	1		< 1	1	1
M. truncatula	Cyprus	1			< 1	1 <
M. polymorpha	Serena	3	2		1	< 1
M. polymorpha	Lib 793.4	1	< 1	< 1		0
Moyenne		1,7	1,8	3,7		82

l'Algérie [12] et la Syrie [13]. A défaut d'études détaillées pour un site donné précis, les études régionales constitueraient le meilleur guide pour le choix d'espèces adaptées.

La disponibilité de semences de légumineuses annuelles identifiées comme étant les mieux adaptées est devenue la contrainte la plus sérieuse à la mise en œuvre des résultats des études écologiques et agronomiques sous forme de programmes pratiques de réhabilitation. Ce problème résulte en partie du fait que la sélection de semences difficiles à consommer par le bétail a rendu également plus difficile la récolte mécanique. Toutefois, la mise en place de systèmes de collecte de semences adaptées aux milieux d'Afrique du Nord et du Proche-Orient n'a fait l'objet que très récemment, de travaux de recherches [71]. Les approvisionnements commerciaux en semences de légumineuses annuelles sont actuellement limités aux cultivars australiens développés pour les systèmes de *Ley farming*. Leur utilisation dans des conditions inappropriées s'est répercutée négativement sur la perception de la contribution potentielle des légumineuses annuelles. La mise en place d'une filière commerciale de production de semences à l'échelle industrielle, grâce à la recherche locale, est une condition préalable aux progrès dans ce domaine.

Les méthodes d'introduction de semences sont aussi importantes à considérer en raison du besoin à la fois d'accroître le stock grainier des légumineuses et de ne pas causer de

dégradation du milieu. La préparation traditionnelle du lit de semences, telle qu'il est effectuée pour l'établissement des cultures, est totalement inappropriée, et des méthodes peu perturbantes doivent être développées. La dissémination des graines de légumineuses annuelles à la surface du sol peut entraîner un échec total si les premières pluies ne sont pas suivies d'autres précipitations suffisantes. L'utilisation de graines non scarifiées ou non séparées des gousses ainsi que le semis en poquets avec concentration d'eau sont deux parmi les techniques qui ont été testées [72, 73]. Une autre technique, qui mérite d'être évaluée, consiste à nourrir le bétail avec des semences de légumineuses annuelles ayant des graines de taille réduite.

Utilisation des engrais

Le recours aux engrais, en particulier le phosphate, en tant qu'agents de la réhabilitation de l'écosystème, a été appliqué avec succès dans certaines conditions [34], mais pas à l'échelle universelle [70]. Le goulot d'étranglement de cette pratique est une connaissance du niveau de réponse et du statut phosphorique des sites dont la réhabilitation est souhaitée. Les sites ayant au moins de 10 ppm de phosphore extractible (méthode Olsen) réagiront probablement, ce qui n'est pas le cas des sites ayant plus 20 ppm. Des observations du sol indiquent que la carence en phosphore est très répandue en Afrique du Nord et au Proche-Orient [36]. Durant leurs observations menées en Syrie, Ehrman et Cocks [13] ont noté une faible teneur phosphorique dans environ 30 % des sites ; une fréquence similaire a été rapportée pour le Maroc [14].

Un apport en phosphate a été effectué en vue d'aider à la réhabilitation de pâturages dégradées en Syrie. Il en est résulté un accroissement de la production de biomasse du stock grainier des légumineuses et de la teneur du sol en matière organique [70]. Ce résultat était largement dû à une stimulation de la productivité des légumineuses de l'écosystème. A l'issue de cinq années d'apports modestes en phosphate (11kg/ha/an), la production de la biomasse légumineuse a été accrue de 1t/ha ; soit 4 fois la production du témoin non fertilisé. La quantité de semences de légumineuses présentes à ou près de la surface est passée de 27 kg/ha à 121 kg/ha durant la cinquième année, alors que la matière organique du sol augmentait de 3,68 % à 4,12 % à la même période.

Bien que l'apport en phosphate entraîne une plus grande stabilité du système par l'accroissement de la couverture végétale et l'amélioration des caractéristiques de la structure du sol, son adoption sera limitée par des contraintes socio-économiques. Le système de gestion doit permettre l'accroissement de la production, suite à l'emploi d'engrais, sous forme d'une productivité améliorée et d'une rentabilité de l'élevage pour les éleveurs qui ont recours à l'engrais. Ceci est souvent délicat à réaliser sur les terrains de parcours collectifs si fréquents dans les zones à faible pluviométrie du climat méditerranéen. Une complication supplémentaire est que l'apport de phosphates ne devient rentable qu'au terme de plusieurs années pendant lesquelles le stock de semences de légumineuses s'accroît. Il s'avère donc nécessaire pour en retirer les bénéfices d'investir au préalable.

Afin que l'apport d'engrais phosphaté devienne un instrument utile pour la réhabilitation, il est nécessaire d'effectuer des recherches pour pouvoir prédire les conditions de sol favorables pour un effet maximal. Des conditions préalables supplémentaires comprendront une organisation de l'utilisation du sol qui limitera l'accès aux pâturages uniquement à ceux qui assurent les frais de l'apport de fertilisation. Il importera, aussi,

d'accorder des crédits ou des subventions complémentaires pour les périodes d'accroissement de la fertilité du sol et des réserves en semences.

Rôle des légumineuses annuelles dans les programmes de réhabilitation

Les légumineuses annuelles peuvent prendre une part importante dans les entreprises de réhabilitation à travers leur intégration au niveau stationnel, par exemple, dans les semis, en mélange avec des graminées annuelles ou pérennes. Elles peuvent, également, être semées ou encouragées à croître dans les plantations d'arbustes, tels que *Acacia* spp., cultivés comme fourrage [74] ou comme brise-vent.

Leur aptitude à coexister, avec un large éventail de plantes associées, est illustré par leur présence dans une diversité d'écosystèmes non perturbés.

Un argument majeur qui plaide en faveur de l'utilisation des légumineuses annuelles, en comparaison avec les arbustes ou les arbres, est le coût relativement peu élevé de leur introduction. Cependant, la stabilité et la résilience de l'écosystème seront probablement favorisées par des mélanges d'annuelles et de pérennes.

Systèmes intégrés culture/pâturage

Le rôle des légumineuses annuelles dans les systèmes intégrés de rotation a été largement passé en revue en ce qui concerne les zones à climat méditerranéen d'Australie occidentale [1], d'Afrique du Nord et du Proche-Orient [51, 52]. Pour les travaux plus récents, on se référera à Reeves et Ewing [5]. Dans le contexte actuel, il est important de noter que de tels systèmes intégrés sont applicables aux zones recevant plus de 250-300 mm de pluie. Dans ces conditions, ils sont utilisés en vue d'améliorer la productivité là où les systèmes naturels ont été détruits par des façons culturales répétées. Dans ce cas, l'utilisation des légumineuses annuelles représente une réaffectation de l'usage de terres plutôt qu'une réhabilitation [68].

Le développement de systèmes de gestion mixtes culture/élevage sur les sols les plus fertiles et les surfaces les mieux arrosées de la zone sous faible pluviométrie devrait entraîner la réduction de la pression pastorale sur les surfaces avoisinantes moins productives. Ceci en attendant la mise en place d'autres stratégies de réhabilitation.

Le résultat le plus important qui émerge de plusieurs décennies de tentatives d'introduction de tels systèmes en Afrique du Nord et au Proche-Orient est la nécessité d'entreprendre des programmes de recherche à l'échelle locale en vue de modifier les systèmes par une utilisation de légumineuses indigènes pastorales bien adaptées et d'autres pratiques de gestion compatibles avec les conditions socio-économiques locales.

Conclusion

Les légumineuses annuelles représentent un élément commun et persistant de la plupart des écosystèmes de la zone méditerranéenne sous faible pluviométrie, même là où l'intervention humaine a entraîné une dégradation sévère. Leur diversité génétique assure leur présence dans presque toutes les conditions climatiques et édaphiques de ces régions.

La pression démographique dicte que la pression humaine continuera à représenter une contrainte à la réhabilitation des écosystèmes dégradés des zones sous faible pluviométrie, suite en particulier au surpâturage. L'expérience indique que les légumineuses annuelles peuvent constituer l'élément moteur des systèmes qui améliorent la productivité et la stabilité en présence de troupeaux de pâturage.

Dans les programmes pratiques de réhabilitation, on peut utiliser les légumineuses annuelles de manières diverses, et en fonction du degré de dégradation et des ressources disponibles pour l'intervention. Le recours aux légumineuses annuelles indigènes est recommandé. Cela suppose que la gestion vise à mieux tirer partie des potentialités des populations existantes ou de l'addition de semences provenant d'un site ayant les mêmes conditions édapho-climatiques.

La réhabilitation par l'introduction de légumineuses requiert des intrants et des modifications de la gestion. Toutefois, il est clair que les légumineuses annuelles peuvent être utiles aux stratégies d'intervention, quel que soit le niveau des intrants, et qu'une attention particulière devrait être portée à la gestion qui vise l'accroissement de leur pouvoir de persistance naturelle dans les systèmes à faible intrants.

Les légumineuses annuelles sont en général compatibles et complémentaires des autres espèces végétales. Elles bénéficient de la stabilité offerte par les plantes pérennes avoisinantes, naturelles ou introduites, et, à leur tour, font bénéficier les autres plantes de l'azote qu'elles fixent. Il a été démontré qu'à moyen et long terme les légumineuses annuelles améliorent la stabilité physique du sol, aussi bien que la productivité, par l'accroissement de la teneur du sol en matière organique.

Références

1. Puckridge D.W., French R.J. (1983). The annual legume pasture in cereal-ley farming systems of southern Australia : a review. *Agricul Ecosyst Envir* ; 9: 229-267.
2. Riveros F., Crespo D., Ben Ali M.N. (1993). Constraints to introducing the ley farming system in the Mediterranean basin. In : Christiansen S., Materon L., Falcinelli M., Cocks P., eds. *Introducing ley farming to the Mediterranean basin*. ICARDA, Syria : 15-22.
3. Halse N.J. (1993). Australian attempts to introduce the ley farming system to West Asia and North Africa. In: Christiansen S., Materon L., Falcinelli M., Cocks P., eds. *Introducing ley farming to the Mediterranean basin*. ICARDA, Syria : 1-14.
4. Ewing M.A. (1989). The development of pasture legumes for the low rainfall cereal-livestock zone of southern Australia. Proceedings of the 5th Australian Agronomy Conference, Perth, Australia. Australian Society of Agronomy :197-211.
5. Reeves, Ewing M.A. (1993). Is ley farming in Mediterranean zones just a passing phase ? Proceedings of the XVII International Grassland Congress, Auckland, New Zealand : 2169-2177.
6. Cocks P.S. (1993). ICARDA's approach to introducing ley farming. In : Christiansen S., Materon L., Falcinelli M., Cocks P., eds. *Introducing ley farming to the Mediterranean basin*. ICARDA, Syria : 44-51.
7. Francis C.M. (1991). Domestication of indigenous species : incorporation of useful characters into pasture and forage crops. In : Smith A., Robertson L., eds. *Legume genetic resources for semi-arid temperate environments*. Syria ICARDA : 394-420.

8. Osman A.E., Pagnotta M., Russi L., Cocks P.S., Falcinelli M. (1990). The role of legumes in improving marginal lands. In : Osman A.E. *et al.*, eds. *The role of legumes in the farming systems of the Mediterranean areas*. Klumer Academic Press, Dordrecht, Boston, London : 205-216.
9. Gintzburger G., Blesing L. (1979). Genetic conservation in Libya. Part III : Indigenous forage legume collection in northern Libya. Distribution and ecology of Medicago spp. FAO/Libyan *Agricultural Research Centre* n° 235/79 : 48p.
10. Francis C.M. (1981). The distribution and ecology of annual Medicago species in north-west Libya. A report based on a plant collection tour. *Plant introduction Review* ; 13 : 3-14.
11. Piano E., Sardara M., Pusceddu S. (1982). Observations on the distribution and ecology of subterranean clover and other annual legumes in Sardinia. *Rivista di Agronomia* ; 12 : 273-283.
12. Abdelguerfi A., Chapot J.Y., Conesa A.P. (1988). Contribution à l'étude de la répartition des espèces spontanées de luzerne annuelles en Algérie, en relation avec certains facteurs du milieu. *Fourages* ; 113 : 89-106.
13. Ehrman T., Cocks, P.S. (1990). Ecogeography of annual legumes in Syria : distribution patterns. *Journal of Applied Ecology* ; 27 : 578-591.
14. Beale P.E., Lahlou A., Bounejmate M. (1991). Distribution of wild annual legume species in Morocco and relationships with soil and climatic factors. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 42 : 1217-1230.
15. Bounejmate M., Beale P.E., Robson A.D. (1992). Annual medicago species in Morocco. I : Species and their abundance. II : Distribution in relation to soil and climate. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 43 : 739-763.
16. Beale P.E., Bounejmate M., Lahlou A., Marx D.B., Christiansen S. (1993). Distribution of annual Trifolium species in Morocco. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 44 : 1303-1310.
17. Gintzberger G.(1986). Seasonal variation in above-ground annual and perennial phytomass of an arid rangeland in Libya. *Journal of Range Management* ; 39 : 348-353.
18. Cocks P.S., Matheson M.J., Crawford E.J. (1980(. From wild plants to pasture cultivars: annual medics and subterranean clover in Southern Australia. In : Summerfield R.J., Bunting A.H., eds. *Advances in legume science*. Kew Gardens, HMSO : 569-596.
19. Cocks P.S., Ehrman T.A.M. (1987). The geographic origin of frost tolerance in Syrian pasture legumes. *Journal of Applied Ecology* ; 4 : 673-683.
20. Prosperi J.M. (1993). Selection of annual medics for French Mediterranean regions. In : Christiansen S., Materon L., Falcinelli M., Cocks P., eds. *Introducing ley farming to the Mediterranean basin*. Syria, ICARDA : 173-191.
21. Paynter B.H. (1992). Comparison of the phosphate requirement of burr medic and yellow serradella with subterranean clover in the low rainfall wheatbelt of Western Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* ; 32 : 1077-1086.
22. Robson A.D. (1969). Soil factors affecting the distribution of annual Medicago species. *The journal of the Australian Institute of Agricultural Science* ; 35 : 154-167.
23. Howieson J.G., Ewing M.A. (1986). Acid tolerance in the *Rhizobium meliloti-Medicago symbiosis*. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 37 : 55-64.
24. Le Houerou H.N. (1986). Salt tolerant plants of economic value in the Mediterranean basin. *Reclaimation and Revegetation Research* ; 5 : 319-341.
25. Maranon T., Romero J.M., Murillo J.M. (1989). Salt tolerant plants from the Guadalquivir Delta (Spain S.W.). Proceedings of the XVI International Grassland Congress, Nice, France : 1503-1504.
26. Rogers M.E., Noble C.L. (1991). The effect of NaCl on the establishment and growth of balansa clover (*Trifolium michelianum* Savi Var, balansae Boiss). *Australian Journal of Agricultural Research* ; 42 : 847-857.

27. Cocks P.S. 1(974). Potential production of grass and clover monocultures in a Mediterranean-type environment - an experimental approach. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 25 : 835-46.
28. Abd El-Moneim A.M., Cocks P.S. (1986). Adaptation of Medicago rigidula to a cereal-pasture rotation in north west Syria. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge ; 107 : 179-186.
29. Thomson C., Ewing M.A., Turner N. (1994). (submitted).
30. Cocks P.S. (1980). Limitations imposed by nitrogen deficiency on the productivity of subterranean clover based pasture in southern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 31 : 95-107.
31. Le Houérou H.N. (1984). Rain use efficiency : a unifying concept in arid land ecology. *Journal of Arid Environments* ; 7 : 213-247.
32. Bolger T.P., Turner N.C., Leach B.J. (1993). Water use and productivity of annual based pasture systems in the south-west of Western Australia. Proceedings of the XVII International Grassland Congress, Auckland, New Zealand : 274-275.
33. French R.J. (1991). Monitoring the functioning of dryland farming systems. In : Squires V., Tow P., eds. *Dryland farming : a system approach*. Sydney University Press, Sydney : 222-238.
34. Osman A.E., Cocks P.S., Russi L., Pagnotta M.A. (1991). Response of Mediterranean grassland to phosphate and stocking rate : biomass production and botanical composition. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge ; 116 : 37-46.
35. Yanusa I.A.M., Sedgley R.H., Tennant D. (1992). Dynamics of water use under annual legume pastures in a semi-arid mediterranean environment. *Agricultural Water Management* ; 22: 291-306.
36. Cooper P.J.M., Gregory P.J., Tully D., Harris H.C. (1987). Improving water use efficiency of annual crops in the rainfed farming systems of west Asia and north Africa. *Experimental Agriculture* ; 23 : 113-158.
37. Russi L., Cocks P.S., Roberts E.H. (1992). Seed bank dynamics in Mediterranean grassland. *Journal of Applied Ecology* ; 29 : 763-771.
38. Quinlivan B.J. (1971). Seed coat impermeability of legumes. *The Journal of the Australian Institute of Agricultural Science* ; 37 : 283-295.
39. Taylor G.B. (1993). Effects of some characteristics of diurnal temparature fluctuations on the softening of hard seeds of Medicago polymorpha. Proceedings of the XVII International Grassland Congress, Auckland, New Zealand : 256-257.
40. Taylor G.B. (1984). Effects of burial on the softening of hard seeds of subterranean clover. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 35 : 201-210.
41. Russi L., Cocks P.S., Roberts E.H. (1992). Hard-seededness and seed bank dynamics of six pasture legumes. *Seed Science Research* ; 2: 231-241.
42. Ehrman T., Cocks P.S. (1994). Reproductive strategies in annual legume species on an aridity gradient. *Journal of Applied Ecology*, (in press).
43. Taylor G.B., Ewing M.A. (1988). Effect of depth of burial on the longevity of hard seeds of subterranean clover and annual medics. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 28 : 77-81.
44. Taylor G.B., Ewing M.A. (1992). Long-term of seed softening in some annual pasture legumes in a low rainfall environment. *Australian Journal of Experimental Agriculture* ; 32 : 331-337.
45. Collins W.J., Francis C.M., Quinlivan B.J. (1976). The interrelation of burr burial, seed yield and dormancy in strains of subterranean clover. *Australian Journal of Experimental Agriculture* ; 27 : 787-797.
46. Christiansen S., Abd El Moneim A.M., Cocks P.S., Singh M. (1994). A comparison of seed yield, hardseededness and seed dormancy between two amphicarpic pasture legumes (*Vicia sativa* ssp. *amphicarpha* and *Lathyrus ciliolatus*) and two annual medics (*Medicago rigidula* and *M. noeana*). *Australian Journal of Experimental Agriculture* ; (submitted).

47. Carter E.D., Challis S., Knowles R.C., Bahrani J. (1989). Pasture legume seed survival following ingestion by sheep. Proceedings of the 5th Australian Agronomy Conference, Perth, Australia, Australian Society of Agronomy (437p).
48. Thomson E.F., Rihawi S., Cocks P.S., Osman A.E., Russi L. (1990). Recovery and germination rates of seeds from Mediterranean medics and clovers offered to sheep at a single meal or continously. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge ; 114 : 295-299.
49. Russi L., Cocks P.S., Roberts E.H. (1992). The fate of legume seeds eaten by sheep from a Mediterranean grassland. *Journal of Applied Ecology* ; 29 : 772-778.
50. Squella F.,Carter E.D. (1992). Effects of seed size and level of hard seedness on survival of medic seeds in whole pods to sheep or as clean seed exposed in the sheep rumen. Proceedings of the 6th Australian Agronomy Conference, Armadale, Australia, Australian Society of Agronomy (537p).
51. Cocks P.S. (1988). The role of pasture and forage legumes in livestock based farming systems. In : Beck D.P., Materon L.A., eds. *Nitrogen fixation in legumes in Mediterranean agriculture*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht : 3-10.
52. Cocks P.S. (1988). Seed production and survival under grazing of annual medics (Medicago spp.) in north Syria. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge ; 110 : 455-463.
53. Greenland D.J. (1971). Changes in the nitrogen status and physical condition of soils under pasture with special reference to the maintenance of the fertility of Australian soils used for wheat growing. *Soils and Fertilisers* ; 34 : 237-251.
54. Ladd J.N., Russell J.S. (1983). Soil nitrogen. In : *An Australian viewpoint. CSIRO Division of Soils*. Academic Press, Melbourne, London : 589-607.
55. Vallis I., Henzell E.F., Evans T.R. (1977). Uptake of soil nitrogen by legumes in mixed swards. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 28 : 413-425.
56. Phillips D.A., Bennett J.P. (1978). Measuring symbiotic nitrogen fixation in rangeland plots of *Trifolium subterraneum* L. and *Bromis mollis* L. *Agronomy Journal* ; 70 : 671-674.
57. Bergersen F.J., Turner G.L. (1983). An evaluation of ^{15}N methods for estimating nitrogen fixation in a subterranean clover-perennial ryegrass sward. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 34 : 391-401.
58. Papastylianou I. (1993). Nitrogen fixation by medics and their role in rotation and in the marginal areas of Cyprus. In: Christiansen S., Materon L., Falcinelli M., Cocks P., eds. *Introducing ley farming to the Mediterranean basin*. ICARDA, Syria : 99-105.
59. Unkovich M.J., Pate J.S., Sanford P., Armstrong E.L. (1994). Potential of the d ^{15}N natural abundance method in field estimation of nitrogen fixation by crop and pasture legumes in south-west Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 45 : 119-132.
60. Pate J.S., Unkovich M.J., Armstrong E.L., Sanford P. (1994). Selection of reference plants for ^{15}N natural abundance assessment of N_2 fixation by crop and pasture legumes in south-west Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 45 : 133-147.
61. Sanford P., Pate J.S., Unkovich M.J. (1993). A survry of the proportional dependence of subterranean clover and other pastures legumes on N_2 fixation in south-west Australia utilizing 15N natural abundance. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 45 : 165-181.
62. Ladd J.N., Amato M. (1986). The fate of nitrogen from legumes and fertiliser sources in soils successively cropped with wheat under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* ; 18 : 417-425.
63. Rossiter R.C. (1966). Ecology of the Mediterranean annual-type pasture. *Advances in Agronomy* ; 18 : 1-57.
64. Harper J.E. , Gibson A.H. (1984). Differential nodulation tolerance to nitrate among legume species. *Crop Science* ; 24 : 797-801.
65. Butler J.H.A. (1988). Growth and N_2 fixation by field grown *Medicago littoralis* in response to added nitrate and competition from *Lolium multiflorum*. *Soil Biology and Biochemistry* ; 20 : 863-868.

66. Evans J., O'Connor G.E., Turner G.L., Coventry D.R., Fettell N., Mahoney J., Armstrong E.L., Walscott D.N. (1989). N_2 fixation and its value to soil N increase in lupin, field pea, and other legumes in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 40 : 791-805.
67. Ewing M.A., Robson A.D. (1990). The effect of nitrogen supply on the early growth and nodulation of several annual medic species. *Australian Journal of Agricultural Research* ; 41 : 489-497.
68. Aroson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* ; 1 : 8-17.
69. Cocks P.S., Gintzberger G. (1993). Long term sustainability of livestock-producing farming systems in contrasting regions with Mediterranean type climates. Proceeding of the XVII International Grassland Congress, Auckland, New Zealand : 247-252.
70. Osman A.E., Cocks P.S. (1992). Prospects for improving Mediterranean grasslands in Lebanon through seeding, fertilisation and protection from grazing. *Experimental Agriculture* ; 28 : 461-471.
71. Christiansen S., Eichhorn P. (1992). Pasture pod sweeper is ready for production. In : Pasture forage and livestock program: Annual report (1992), Syria, ICARDA : 260-261.
72. Gintzberger G.A., Skinner P.W. (1985). A simple single disc pitter and seeding machine for arid rangeland revegetation. *Australian Rangeland Journal* ; 7 : 29-31.
73. Gintzberger G. (1987). The effect of soil pitting on establishment and growth of annual *Medicago* spp. on degraded rangeland in Western Australia. *Australian Rangeland Journal* ; 9 : 49-52.
74. Dumancic D., Le Houerou H.N. (1981). *Acacia cyanophylla* Lindl. as supplementary feed for small stock in Lybia. *Journal of Arid Environments* ; 4 : 161-167.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 187-199.

11

Reconstitution de l'hétérogénéité environnementale par les techniques de restauration : interactions des espèces, caractéristiques du micro-site et pertinence avec la diversité des espèces

S.S. DHILLION

CNRS, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier, France

Dans la plupart des cas, le processus de restauration implique la construction de quelques éléments d'un système préexistant ou de systèmes semblables mais moins dégradés. La réhabilitation, par contre, implique l'établissement d'un système durable à partir des conditions abiotiques et biotiques d'un site. Quel que soit l'objectif précis, il est impératif d'envisager l'étude des mécanismes de maintien et de préservation des espèces dans un écosystème. Il est implicite que nous tirons des écosystèmes une compréhension des mécanismes en cause, car ce sont le plus souvent les facteurs les moins apparents qui ne sont pas pris en compte dans les actions de restauration [1]. Ces mêmes facteurs pourraient en fin de compte contribuer à la persistance de certaines espèces de plantes, et par conséquent, à la longévité et à ladurabilité d'une communauté ou d'un écosystème.

Plusieurs communautés et espèces végétales sont tributaires de perturbations naturelles pour leur régénération [2, 3]. Ces perturbations peuvent créer des modifications pour un certain nombre de paramètres tels que la profondeur du sol, les nutriments [4, 5], l'eau disponible [4], le pâturage des mammifères [6], les mycorhizes [7, 8], et la concurrence interspécifique, qui peuvent influencer la régénération des plantes. Les interactions entre

divers groupes d'organismes et de facteurs abiotiques peuvent avoir des effets directs et indirects sur la survie, l'établissement et le maintien des espèces végétales [1, 5, 9]. C'est ainsi que les perturbations ont un effet sur la composition d'une communauté de végétaux par la création d'une mosaïque de caractéristiques biotiques et abiotiques à même d'influencer la distribution de différentes espèces par la mise en place d'une hétérogénéité environnementale à diverses échelles [2].

Les petits mammifères sont à l'origine des perturbations du sol dans plusieurs écosystèmes par la constitution de buttes discontinues dont le sol peut différer des sols avoisinants par leurs caractéristiques chimiques ou leur structure [10-12]. Dans plusieurs cas , les perturbations dues à des petits mammifères représentent des traits dynamiques et temporaires du paysage. Toutefois, des mammifères tels que les rats-kangourous et les lapins forment des buttes associées à leurs galeries souterraines, et leurs effets sont plus durables et entraînent probablement des différences par rapport aux perturbations à court terme ou à l'absence de perturbations. A titre d'exemple, les rongeurs fouisseurs sont capables de dénuder des auréoles du sol dans les prairies par la destruction des plantes pérennes au-dessus et aux alentours de leurs garennes. Par contre, ils peuvent, en augmentant l'humidité disponible et les nutriments, créer des sites propices à la colonisation par les espèces herbacées annuelles [13]. Des mammifères fouisseurs comme les lapins et les spermophiles creusent des tunnels à une profondeur de 10 à 25 cm et ramènent périodiquement le sol excavé à la surface, formant des buttes de sol nu de 30 à 80 cm de diamètre.

Les animaux de pâturage, comme le bétail, réduisent souvent le couvert des espèces végétales dominantes [14-17], ainsi que la quantité de litière (feuilles mortes) [16, 18], exposant ainsi davantage de sol nu [14, 19]. Cependant, dans les cas où les espèces dominantes ne sont pas consommées, les effets du pâturage sur la diversité des espèces doivent être évalués par rapport aux espèces non dominantes, c'est-à-dire des herbacées annuelles et pérennes.

Des recherches effectuées dans les chênaies (*Quercus havardii*), dans la zone semi-aride de l'ouest du Texas (400 mm de pluviosité moyenne annuelle), ont mis l'accent sur l'exploration des mécanismes impliqués dans le maintien des espèces végétales non dominantes. Cette communauté de l'ouest du Texas est dominée par un arbuste, le *Quercus havardii* Rybd. Il existe dans cette chênaie, ainsi que dans les zones similaires pâturées par le même bétail, des plages de perturbation provoquées par divers animaux, y inclus les lapins, les spermophiles, les rongeurs hétéromyides, les fourmis, les coléoptères et les hyménoptères [1, 5, 20]. Une conséquence commune à toutes ces perturbations dans ces communautés est l'élimination, la réduction ou l'ensevelissement des litières (feuilles mortes) qui ouvrent ces sites à la colonisation par les plantes herbacées.

Le hasard ne peut expliquer l'établissement plus fréquent des plantules sur ces sites ouverts par les perturbations, ce qui donne à penser que les perturbations dues aux animaux sont importantes pour une germination et un établissement réussi des espèces végétales [1]. A titre d'exemple, 55,3 % de l'ensemble des plantes herbacées (n=351) relevées dans un transect de 40 m étaient associés à des perturbations du sol, bien qu'il n'y avait que 20,1 % de sol nu (X2 : $p < 0,05$). Il apparaît ainsi que la germination et l'établissement des plantules peuvent être fortement influencés par la présence de sites perturbés. Par ailleurs, les caractéristiques biotiques et abiotiques de ces sites varient selon les espèces animales qui sont à l'origine de ces perturbations [1, 5], d'où l'hypothèse que

différents types de perturbations pourraient avoir des effets différents sur la survie et l'établissement des plantules.

Cette communication rend compte d'une expérimentation de terrain portant sur l'examen de la croissance et de la survie de plantules de *Schizachyrium scoparium*, une espèce graminéenne pérenne indigène de la communauté végétale à *Quercus havardii*, sur des buttes provoquées par des lapins (*Sylvilagus auduboni*). La question posée dans cette communication est la suivante : l'hétérogénéité environnementale due aux petits mammifères influence-t-elle de façon significative la survie et la croissance des plantules ? Si oui, est-il possible de produire cette même hétérogénéité de manière artificielle ? Les trois questions suivantes sont abordées ici :

1. Est-ce que le développement, la survie et l'absorption de nutriments par les plantules varient selon qu'elles croissent sur des buttes naturelles ou artificielles ou hors des buttes ?
2. Quel est l'effet de la composante microbienne et de la litière des sols provenant des buttes sur la survie des plantules ?
3. Est-il possible de créer, dans des communautés où les perturbations animales provoquent une hétérogénéité environnementale ayant un impact éventuel sur l'établissement des plantules, des buttes artificielles qui pourraient potentiellement accomplir la même fonction ?

Matériaux et méthodes

Zone d'étude

Le sol, objet de cette étude, a été prélevé dans la chênaie du centre du comté de Yoakum (33°22' à 33°26' lat. N à 102°50' long. W, altitude 1 065 m) à 140 km au sud-ouest de Lubbock au Texas (USA) où l'étude sur le terrain a été menée. Ce site fait partie de l'habitat de *Quercus havardii* Rydb. qui s'étend sur une superficie de 2,3 millions d'hectares dans l'ouest du Texas, l'est du Nouveau Mexique et le sud de l'Oklahoma. Le climat y est semi-aride avec une moyenne pluviométrique annuelle de 400 mm, dont plus de 80 % pendant la saison de croissance allant de mai en octobre. Peu de choses sont connues sur l'écologie de cet habitat fortement menacé suite à sa destruction massive à des fins d'élevage de bétail. De vastes zones abandonnées sont en proie à une désertification accélérée en l'absence d'espèces indigènes capables de survivre dans cet habitat difficile. Plus de détails sur ce même habitat sont fournis par Dhillion *et al.* [1].

La végétation de ces régions (recouvrement de 80%) est fortement dominée par le *Quercus havardii* qui dépasse rarement 1 m de hauteur avec des rhizomes souterrains très étendus [21]. Parmi les autres espèces de plantes, on trouve : *Artemisia filifolia, Schizachyrium scoparium, Sporobolus cryptandrus, Aristida purpurea, Eriogonum annuum*, et *Euphorbia fendleri*. La région est riche sur le plan faunistique avec les rats-kangourous (*Dipodomys ordii*) , les spermophiles (*Geomys* sp.), les lapins de garenne (*Sylvilagus auduboni*) et des petits rongeurs (*Peromyscus maniculatus, Neotoma micropus*, et *Sigmadon hispidus*), une antilope (*Antilocarpa americana*), la caille (*Callipepla squamata*), le petit cupidon des prairies (*Tympanuchus pallidicintus*) et des fourmis (*Pogonomyrmex barbatus, Aphaenogaster cockerelli, Pheidole dentata, Crematogaster punctulata*) [1, 5].

Expérimentation sur le terrain

Des germinations de *Schizachyrium scoparium* ont été repiquées sur des buttes élevées dans les conditions rapportées sur le Tableau I. Vingt-cinq nouvelles buttes intactes ont été repérées sur le site de l'étude, dont cinq ont été utilisées pour obtenir des données de base (hauteur, diamètre, litière [débris organiques, matière racinaire et feuilles mortes], et distance du terrier) en vue de pouvoir former des buttes artificielles. Les sols provenant de ces buttes ont été caractérisés par des paramètres biotiques et abiotiques. Des zones "hors buttes" (de la dimension des buttes intactes) ont été repérées à une distance d'au plus 3 m des buttes intactes. Se basant sur les renseignements fournis par les buttes intactes, des buttes artificielles ont été créées. Le sol destiné à cette fin a été soigneusement prélevé dans la zone, aussi bien à proximité des chênaies qu'ailleurs (zone dominée par des graminés, des espèces herbacées).

Tableau I. Résumé des traitements établis dans les chênaies du Texas.

Zone des buttes et entre les buttes	
1	zone en dehors mais à proximité (3-5 m) des buttes
2	buttes intactes
Buttes artificielles : prélèvement à l'aide d'une bêche, à environ 5 cm de profondeur et de dépôt sur le terrain avoisinant simulant des buttes formées par des lapins	
3	parmi les chênes
4	parmi les plantes herbacées
Sol stérile : sol prélevé du site, stérilisé à la vapeur et retourné sur le terrain en vue de former des buttes.	
5	sol stérile de buttes semblables à celles édifiées par les lapins
6	mêmes buttes auxquelles on a ajouté un filtrat de microbes représentant la micro-faune et la micro-flore du sol
7	des résidus végétaux, en quantité équivalente à celle présente dans les buttes des lapins, ont été incorporés au sol stérile avant de procéder à la formation des buttes
8	sol stérile additionné de filtrats et de résidus végétaux

La composition microbienne et la litière qui constituent deux éléments majeurs ayant des effets sur la germination et la survie des plantules, sont différentes dans les sols des buttes et hors buttes [1, 5] (Dhillion et McGinley, données non encore publiées). Afin de tester le rôle potentiel de ces composantes, du sol stérile a été utilisé. La terre provenant du site a été emmenée au "Texas Tech. University" pour traitement de stérilisation. Les grands débris organiques (y compris la litière) en ont été éliminés avant de procéder à sa double stérilisation à la vapeur pendant trois heures, à 12 heures d'intervalle. La dite stérilisation détruit la plupart des micro-organismes sans pour autant modifier la chimie du sol de manière significative (Tableau II). Le sol a été ensuite stocké pendant trois semaines afin d'éliminer tous les effets toxiques de la stérilisation. Sur le terrain, des buttes de sol stérile semblables aux buttes intactes ont été établies à l'aide d'une bêche (voir Tableau II : manipulations spécifiques). A des buttes particulières de sol stérilisé on

a ajouté des tamisats renfermant des microbes de sol, établissant ainsi un substrat comprenant ces micro-organismes qu'on retrouve dans le reste du sol. Les tamisats de sol non stérilisé ont été préparés en mélangeant intimement 500 ml d'eau stérilisée, et déminéralisée à 500 g de sol non stérilisé. La partie liquide du mélange a été décantée et filtrée à l'aide d'un tamis à maille de 1 mm qui retient les grands débris de matière organique et de racines, mais qui laisse passer les microbes, y inclus les oeufs de nématodes, les spores de mycorhizes et les micro-arthropodes. Les tamisats de sol non stérilisé contenaient des champignons (12×10^3 cfu ml^{-1}) et des bactéries (14×10^6 cfu ml^{-1}) [3] qui n'étaient pas statistiquement différents de ceux du reste du sol. Des quantités de litière équivalentes à celles estimées dans les buttes intactes, ont été incorporées aux manipulations spécifiques du sol stérile (Tableau II).

Tableau II. Comparaison des taux de phosphore, de nitrate, d'ammonium, d'azote total et de matière organique (MO) dans les sols des buttes intactes, buttes artificielles, buttes à sol stérile et dans le reste du sol. A l'intérieur de chaque colonne, les moyennes suivies de la même lettre ne présentent pas de différences significatives.

Type de butte	P (mg/kg)	NO^-_3 (mg/kg)	NH_4^+ (mg/kg)	Total N (mg/kg)	M.O. (%)
En dehors des buttes	4,12a	0,95a	2,88a	408,88a	1,93a
Butte intacte	4,25a	2,10c	11,53b	735,01b	3,96b
Buttes artificielles					
Sol prélevé sous les chênes	4,15a	1,30ab	3,46a	400,14a	2,78b
Sol prélevé ailleurs	4,00a	1,53ab	2,77a	387,00a	2,25b
Sol stérile	4,30a	1,49ab	5,32a	534,06a	3,18b

Une fois les buttes constituées sur le terrain et après une période de 4-7 jours, deux carottes ont été prélevées sur chaque butte en vue d'évaluer les paramètres abiotiques (P, NO_3^-, NH_4^+, N total, matière organique) et biotiques (longueur hyphale, spores de mycorhizes, nombre total bactérien et fongique) [7, 22]. Les nutriments des sols ont été analysés au laboratoire d'analyses de sol A et M du Texas.

Le 5 avril 1993, 20 caryopses de *S. scoparium* stérilisés en surface et prégermés ont été soigneusement plantés sur chaque butte (à 3 cm d'intervalle) et arrosés à la base tous les deux jours pendant une semaine. Des inspections hebdomadaires des plantes ont été effectuées, et les cas de mortalité ont été enregistrés mensuellement, pendant 3 mois. A la récolte (6-8 juillet), des individus de chaque espèce ont été séparés en racines et tiges, séchés à 80 °C pendant 48 heures et pesés afin d'en obtenir la biomasse des racines et des parties aériennes et enfin analysés en vue de déterminer la teneur en P et N.

A la récolte, un sous-échantillon du système racinaire de chaque espèce a été prélevé et placé dans une fiole avec 10 % KOH à une température ambiante pendant sept jours. Les racines ont été ensuite colorées au bleu de Trypan afin d'apprécier le taux de colonisation par les mycorhizes à arbuscules et d'estimer la longueur totale des racines (cm), en utilisant la méthode d'intersection de grille [23].

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le SPSS. Les caractéristiques des buttes ont été analysées en utilisant un ANOVA à sens unique. Toutes les variables ont été transformées en logarithmes avant d'être analysées. Les caractéristiques des plantes ont été analysées en se servant de l'ANOVA. Le pourcentage de la longueur des racines colonisé par les mycorhizes a été analysé selon les données transformées en cosinus. Le test de Tukey a servi de test de séparation des moyennes.

Résultats

Caractéristiques des buttes

Les résultats ont confirmé qu'il n'y avait pas de grandes différences dans les teneurs en phosphore des sols (Tableau II). Les taux de nitrate dans le sol des buttes intactes étaient beaucoup plus élevés que ceux du reste du sol, mais semblables dans les deux cas aux taux des autres buttes. Les sols des buttes intactes présentaient des niveaux plus élevés en azote, ammonium et N total que les sols des autres buttes. Enfin, les sols autres que ceux des buttes avaient une teneur moins élevée en matière organique.

Survie

Au bout d'un mois, un plus grand nombre de plantules ont survécu hors buttes, et sur les buttes intactes, artificielles ou à sol stérile additionné de microbes et de litière que sur le sol stérile additionné ou non de microbes et litière (Tableau III). Toutefois, 2 et 3 mois après le repiquage, seules les buttes intactes et les buttes artificielles dont le sol ne provenait pas des chênaies, présentaient un nombre plus important de plantes survivantes. Au terme de trois mois aucune plante n'a survécu sur le sol stérile et sur les buttes au sol stérile avec microbes et litière.

Tableau III. Pourcentage d'individus de *Schizachyrium scoparium* survivants (n = 20 par butte) à 1, 2, et 3 mois après la plantation sur les buttes (intactes et artificielles) et en dehors des buttes. A l'intérieur de chaque colonne, les moyennes suivies de la même lettre ne présentent pas de différences significatives.

Type de butte	Survie (% par butte)		
(n=10/type)	1 mois	2 mois	3 mois
En dehors des buttes	40 b	15 a	10 a
Buttes intactes	60 b	45 b	35 b
Buttes artificielles			
sol prélevé sous les chênes	40 b	20 a	10 a
sol prélevé ailleurs	50 b	40 b	25 b
sol stérile	20 a	0	0
sol stérile + microbes	15 a	0	0
sol stérile + résidus végétaux	25 a	5 a	0
sol stérile + microbes + résidus végétaux	50 b	15 a	15 a
P	0,0031	0,0015	[2] 0,0023

Biomasse des plantes, longueur des racines et nombre de talles

Le poids sec des parties aériennes était significativement plus élevé chez les plantes ayant poussé sur les buttes intactes que sur toutes les autres buttes (Tableau IV). Le poids sec des racines des jeunes plantes des buttes intactes et des buttes artificielles (sol provenant d'ailleurs que des chênaies) était plus élevé que celui des plantules provenant des autres buttes.

Les plantes cultivées sur les buttes intactes, les buttes artificielles (sol ne provenant pas de la chênaie) et les buttes à sol stérile additionné de microbes et litière, présentaient une longueur racinaire plus importante que celle des autres plantes. Le nombre de talles par plante était également significativement plus élevé chez les plantes des buttes intactes et buttes artificielles (sol ne provenant pas de la chênaie).

Tableau IV. Comparaison du poids des pousses et des racines, longueur racinaire et nombre de talles de *Schizachyrium scoparium* cultivés sur des buttes intactes, buttes artificielles et buttes à sol stérile (microbes + résidus). A l'intérieur d'une même colonne, les moyennes suivies d'une même lettre ne présentent pas de différences significatives.

	Pousses	Racines	Longueur racine	Talles
	poids de masse à sec (g)	(cm)	(nombre)	
En dehors des buttes	0,023 a	0,021 a	5,18 a	3 a
Buttes intactes	0,054 b	0,064 b	9,88 c	12 b
Buttes artificielles				
sol prélevé sous les chênes	0,028 a	0,031 a	7,32 b	4 a
sol prélevé ailleurs	0,037 a	0,069 b	8,24 c	9 b
sol stérile + microbes + résidus végétaux	0,029 a	0,035 a	8,73 c	4 a
P	0,0015	0,0023	0,0015	0,014

Infection mycorhizienne

L'infection mycorhizienne était significativement plus importante sur les racines des plantes des buttes intactes et des buttes artificielles (sol autre que celui des chênaies) que sur les racines des autres plantes (Tableau V). Les niveaux d'infection les plus bas étaient signalés chez les plantes des buttes au sol stérile avec microbes et litière.

P et N total

Les plantes récoltées sur les buttes intactes et les buttes artificielles (constituées de sol prélevé ailleurs que sous les chênes) présentaient une teneur totale en phosphore et en azote plus élevée que celle des autres buttes. La teneur en azote était plus élevée chez les plantes des buttes intactes et du sol prélevé sous les chênes que dans celle des plantes récoltées sur les autres buttes.

Tableau V. Comparaison de l'infection mycorhizienne et de la teneur en phosphore et azote dans les individus de *Schizachyrium scoparium* cultivés sur des buttes intactes, buttes artificielles et à sol stérile (microbes + résidus) et en dehors des buttes. A l'intérieur d'une même colonne, les moyennes suivies d'une même lettre ne présentent pas de différences significatives.

	Infection mycorhizienne poids de masse à sec (g)	Phosphore total par plante (g)	Azote total par plante (g)
En dehors des buttes	34,2 b	0,05 a	0,003 a
Buttes intactes	64,1 c	0,15 b	0,013 b
Buttes artificielles			
sol prélevé sous les chênes	30,2 b	0,08 a	0,003 a
sol prélevé ailleurs	58,2 c	0,18 b	0,009 b
sols stériles + microbes + résidus	20,5 a	0,12 ab	0,002 a
P	0,0018	0,0052	0,001

Discussion

Les caractéristiques biotiques et abiotiques du sol des buttes établies par les lapins (intacts) sont différentes de celles du sol non perturbé hors butte. Les caractéristiques des sols des buttes influencent la survie des plantules, la biomasse racinaire et aérienne, la longueur racinaire et le nombre de talles, l'infection des mycorhizes et l'absorption de nutriments. Ainsi les perturbations du sol dues aux lapins produisent-elles une grande hétérogénéité au sein de la communauté des chênes (*Quercus havardii*).

Sols hors buttes et des buttes intactes

Le sol des buttes édifiées par les lapins présentait des teneurs plus élevées en nitrate, en ammonium, en azote total et en matière organique que le sol hors buttes. Des études antérieures ont également montré que les teneurs de plusieurs micronutriments et les valeurs des paramètres biotiques (nombre de bactéries et de champignons, spores de mycorhizes, longueur hyphale) étaient significativement plus élevés dans les buttes intactes que dans les sols hors buttes [1]. Aussi, comme il y avait une plus grande abondance de plusieurs groupes microbiens et que la longueur hyphale fongique était plus importante (comprenant essentiellement des champignons saprophytes) dans les sols des buttes, il est probable que les taux de décomposition et de minéralisation sont également plus élevés dans les sols des buttes qu'ailleurs. Des études ont démontré que, dans cette communauté, les sols provenant des buttes dues aux fourmis ont des caractéristiques significativement différentes de celles des sols non perturbés, au point d'avoir des effets sur la taille des plantes, la biomasse, la teneur en nutriments des tissus et la mortalité [5]. Les matériaux organiques excavés par les lapins, y compris les racines, étant incorporés au stock organique en décomposition (rendant disponible du nitrate et de l'ammonium) sont d'importantes sources d'inoculation mycorhizienne. Ainsi, les buttes édifiées par les lapins peuvent fournir de meilleurs sites pour l'établissement des plantes.

Buttes artificielles (dans les chênaies et ailleurs)

Plusieurs paramètres de croissance des plantes sur des buttes créées artificiellement avec du sol prélevé en dehors des chênaies, ont présenté des réponses similaires à celles croissant sur les buttes intactes. Étant donné que les plantes non dominantes s'installent sur des sites ouverts sans litière de chênes et forment des infections mycorhiziennes de type similaire à celles formées par les plantes non dominantes, il est probable que le sol provenant de la base de plantes non dominantes possède les caractéristiques les plus proches pour l'établissement naturel des plantules. La survie et la croissance des jeunes plantes sur les buttes érigées avec du sol provenant des chênaies peuvent être gênées par les effets toxiques de la litière de chênes sur les plantules [24].

Buttes artificielles : sols stériles

A trois mois, le taux de survie des plantules d'une herbe dominante était plus élevé sur les buttes intactes et les buttes artificielles hors des chênaies que sur les autres buttes. La seule addition de litière et de filtrat microbien n'a pas créé les conditions micro-environnementales favorables au développement et à la survie des jeunes plantes. Cependant, l'addition à la fois de litière (vieilles feuilles, jeunes et vieilles racines et débris organiques) et de filtrat de microbes a produit des conditions similaires à celles des autres buttes au sol non stérile. Il est clair que ces deux éléments sont essentiels pour la création de conditions favorables au développement des jeunes plantes.

Influence des mycorhizes

La composition microbienne du sol peut aussi influencer la régénération directement ou indirectement. Il existe une interaction directe entre les mycorhizes et les plantules en cours d'établissement en ce sens que les plantes reçoivent un apport accru en nutriments et les champignons du carbone de la plante. Allen *et al.* [25] ont démontré que, sur le Mount St Helens, les perturbations dues aux rongeurs présentaient un nombre plus important de propagules de mycorhizes montées à la surface ("tephrite"), ce qui facilitait la formation d'associations mycorhiziennes avec de nouvelles plantes. Dans la présente étude, les plantes croissant sur les buttes intactes et les buttes artificielles (sols hors des chênaies) avaient les plus hauts niveaux d'infection et également une absorption plus importante de phosphore et d'azote que toutes les autres plantes, à l'exception du phosphore dans les plantes poussant sur un sol stérile additionné de filtrat microbien et de litière. Des plantes et leurs mycorhizes associées, repiquées dans le sol stérile additionné de microbes et de litière, ont montré la concurrence la plus faible pour les nutriments de la part des micro-organismes du sol, ayant ainsi une absorption de phosphore plus élevée.

Conclusion

Les régions arides et semi-arides sont généralement pauvres en nutriments [26], et tout mécanisme ou activité qui augmente la disponibilité en nutriments peut avoir des effets importants sur la dynamique des communautés. Les résultats de cette étude ont démontré que les lapins sont à l'origine de sites riches favorables à la survie et à la croissance des

plantules d'une espèce dominante en touffe et mettent l'accent sur le rôle potentiellement important des perturbations dues aux lapins dans le façonnement de la dynamique de cette communauté végétale. Il est évident que des études plus détaillées de l'hétérogénéité environnementale créée par les perturbations dues aux animaux et ses effets sur la survie, l'établissement et la compétitivité des plantules, sont nécessaires en vue de comprendre l'effet d'une telle hétérogénéité sur la structure d'une communauté donnée.

Un effet important de la perturbation au niveau des communautés est qu'elle ouvre de nouveaux sites d'installation [27-30]. Les perturbations produites par les animaux peuvent être importantes et permettre aux espèces de s'établir dans la communauté [1, 13, 27, 31]. Notre compréhension du rôle de la perturbation sur la structure de la communauté végétale peut être accrue par une meilleure connaissance des mécanismes à travers lesquels la perturbation affecte les communautés [30, 32, 33].

Une forme courante de perturbation consiste à déplacer le sol par la multiplication d'espèces d'animaux fouisseurs. Le fouissage par les porcs-épics en Israël [34] et par un rongeur herbivore au Chili [28] a augmenté la biomasse des plantes, le nombre et le taux de germination des propagules. La composition floristique et la couverture végétale sur les buttes érigées par les rats-kangourous dans un pâturage du désert de Chihuahua étaient différentes de celles du sol entre les buttes, de même la teneur en azote était plus élevée dans le sol des buttes [39]. Allen *et al.* [25] ont remarqué que sur le Mount St Helens, là où le sol n'était pas profondément enseveli sous les cendres, les buttes érigées par les spermophiles contenaient de vieux sols, d'où la remontée d'organismes résiduels à la surface (tephrite). Ces buttes sont devenues des sites où l'installation de plantes est améliorée en raison d'un statut plus riche en nutriments et de la présence de mycorhizes capables d'amorcer une association avec les plantes envahissantes [36].

Les perturbations peuvent être également importantes pour la détermination de la diversité des espèces dans les chênaies à *Quercus havardii* bien que cette communauté soit différente des pâturages par le fait qu'une perturbation n'y affecte pas nécessairement la végétation existante. Au lieu de cela, dans cette communauté, les perturbations ouvrent des sites à la colonisation par des espèces herbacées. Cette condition peut être tout à fait courante dans les communautés semi-arides dominées par les arbustes où l'abondance d'espèces herbacées n'est pas limitée par la compétition avec les espèces pérennes dominantes. Il reste qu'indépendamment des mécanismes par lesquels les perturbations ouvrent des sites à la recolonisation, si les caractéristiques du sol perturbé par des agents différents varient, il en résulte alors une plus grande diversité d'espèces végétales. Ces mécanismes peuvent éventuellement se produire dans n'importe quelle communauté où les perturbations ont des effets différentiels sur la niche de régénération des espèces végétales.

Implications pour la restauration et la réhabilitation

Il est impératif, dans les processus de restauration, d'étudier le rôle potentiel des perturbations, biotiques et abiotiques, susceptible d'ouvrir des sites à la colonisation par des plantes particulières [1, 5, 33, 34]. L'importance des animaux devrait être rapportée non seulement à leur statut par rapport à la conservation ou du fait qu'ils destructurent ou consomment, mais aussi à leur rôle dans l'augmentation et le maintien de la diversité par l'influence sur la structure en taches. Ainsi, les fructueuses entreprises de restauration des

communautés à *Quercus havardii* et des habitats similaires, doivent tenir compte des effets des interactions plante/animal et plante/sol/microbe, sur la diversité et sur la composition [1, 25, 37, 38, 40]. Le meilleur mécanisme pour une restauration appropriée d'une telle communauté serait peut-être de tenter d'abord de rétablir la végétation dominante et par la suite d'introduire des espèces animales nécessaires. Étant donné que la simple addition de semences n'assure qu'une augmentation limitée de la richesse spécifique des communautés, il importe non seulement d'ajouter des espèces animales mais également d'assurer leur maintien. L'impact global de cette opération d'introduction et de maintien des espèces animales accroîtrait l'hétérogénéité des paysages, assurant par là l'augmentation et le maintien de la diversité biologique d'une communauté. Il est probable qu'en vue de faciliter l'établissement des plantes, des buttes artificielles peuvent être produites, mais cela ne représente de toute évidence qu'une solution à court terme.

Le succès des efforts de restauration nécessite que la zone concernée soit assez grande pour accueillir des proportions viables de populations de toutes les espèces importantes. Les individus d'espèces telles que les géomyidés, les rongeurs hétéromyidés ou les lapins, ainsi que des colonies d'espèces de fourmis nécessitent en général pour survivre de disposer de superficies plus importantes que pour les espèces végétales. Par conséquent, la superficie minimale nécessaire pour contenir assez d'individus ou de colonies en vue de maintenir des populations viables d'espèces animales, est certainement plus grande que l'aire minimale utile au maintien de populations stables des espèces végétales les plus communes. Avant de lancer une entreprise de restauration, il serait nécessaire de considérer la surface nécessaire pour le succès de la restauration de populations animales, dans les cas où les animaux jouent un rôle particulièrement important dans la détermination de la structure de la communauté végétale.

Dans les systèmes dominés par une espèce unique, il est nécessaire d'évaluer les mécanismes susceptibles d'agir pour le maintien de la diversité des espèces dans une situation autre que monotypique. Par ailleurs, l'existence de la végétation ligneuse dominante, contrairement à celle d'espèces herbacées, peut ne pas être déterminée par des perturbations animales ou autres, ou par la présence de sites ouverts. Il a été démontré que la structure des prairies comprend des espèces pérennes, qui consomment la plupart des ressources, essentiellement des plantes herbacées largement tributaires de perturbations. Il est donc important, dans les systèmes où les tentatives de restauration et de réhabilitation ont échoué, d'explorer les caractéristiques spécifiques des perturbations à l'origine des sites propices à l'établissement d'espèces telles que celles observées dans la présente étude.

Références

1. Dhillion S.S., Friese C.F. (1994). The occurrence of mycorrhizas in prairies : application to ecological restoration. 13th North American Prairie Conference Proceedings. University of Windsor Press, Windsor, Canada (in press).
2. Pickett S.T.A., White P.A. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
3. Collins S.L. (1987). Interactions of disturbances in tallgrass prairie : a field experiment. *Ecology* ; 68 : 1243-1250.

4. Gibson D.J. (1988). The maintenance of plant and soil heterogeneity in dune grassland. *J Ecol* ; 76 : 497-508.
5. McGinley M.A., Dhillion S.S., Neumann J. (1994). Environmental heterogeneity and seedling establishment : ant-plant-microbe interactions. *Functional Ecology* (in press).
6. McNaughton S.J. (1968). Structure and function in California grassland community. III - Discussion and conclusion. *J Ecol* ; 47 : 31-53.
7. Dhillion S.S., Anderson R.C. (1993). Root growth, and microorganisms associated with the rhizoplane and root zone soil of a native C4 grass on burned and unburned sand prairies. *Soil Biology and Fertility* ; 17 : 115-120.
8. Friese C.F., Allen M.F. (1993). The interaction of harvester ants and VA mycorrhizal fungi in a patchy environment : the effects of mound structure on fungal dispersion and establishment. *Functional Ecology* ; 7 : 13-20.
9. Allen E.B. (1988). *The reconstruction of disturbed arid ecosystems*. Westview Press, Boulder, Colorado.
10. Allen M.F., MacMahon J.A. (1988). Direct VA mycorrhizal inoculation of colonizing plants by pocket gophers (*Thomomys talpoides*) on Mount St. Helens. *Mycologia* ; 80 : 754-756.
11. Agnew W., Uresk D.W., Hansen R.M. (1986). Flora and fauna associated with prairie dog colonies and adjacent ungrazed mixed-grass prairie in western South Dakota. *Journal of Range Management* ; 39 : 135-139.
12. Mun H.T., Whitford W.G. (1990). Factors affecting annual plants assemblages on banner-tailed kangaroo rat mounds. *Journal of Arid Environments*; 18 : 165-173.
13. Dean W.R.J., Milton S.J. (1991). Patch disturbances in arid grassy dunes : antelope, rodents and annual plants. *Journal of Arid Environments* ; 20 : 231-237.
14. Bassett P.A. (1980). Some effects of grazing on vegetation dynamics in the Camargue, France. *Vegetatio* ; 43 : 173-184.
15. Bakker J.P., de Leeuw J., van Wieren S.E. (1984). Micropatterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. *Vegetatio* ; 55 : 153-161.
16. Naeth M.A., Bailey A.W., Pluth D.J., Chanasyk D.S., Hardin R.T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *J Range Manage* ; 32 : 196-200.
17. McClaran M.P., Anable M.E. (1992). Spread of introduction Lehmann lovegrass along a grazing intensity gradient. *J Applied Ecology* ; 29 : 92-98.
18. Leege T.A., Herman D.J., Zamora B. (1981). Effects of cattle grazing on mountain meadows in Idaho. *J Range Manage* ; 34 : 324-328.
19. William R.J. (1992). Gap dynamics in subalpine heathland and grassland vegetation in southeastern Australian. *J Ecology* ; 80 : 345-352.
20. Holland M. (1994). *Community structure, disturbances and grazing*. Master's thesis. Texas Tech. University. Lubbock, Texas, USA.
21. Pettit R.D. (1979). Effects of picloram and tebuthiuron pellets on sand shinnery oak communities. *J Range Manage* ; 32 : 196-200.
22. Sundman V., Sivelä S. (1978). A comment on the membrane filter technique for the estimation of length of fungal hyphae in soil. *Soil Biology and Biochemistry* ; 10 : 399-401.
23. Giovannetti M., Mosse B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* ; 84 : 489-500.
24. Facelli J.M., Pickett S.T.A. (1991). Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. *Oikos* ; 62 : 129-138.
25. Allen M.F., Crisafulli C., Friese C.F., Jeakins S.L. (1992). Re-formation of mycorrhizal symbioses on Mount St. Helens, 1980-1990 : interactions of rodents and mycorrhizal fungi. *Mycological Research* ; 96 : 447-453
26. Polis G.A. (1991). *The ecology of desert communities*. Desert ecology series. University of Arizona Press, Tucson, Arizona (456 p).

27. Platt W.J. (1975). The colonization and formation of equilibrium plant species associations on badger disturbances in a tall-grass prairie. *Ecological Monographs* ; 45 : 285-305.
28. Sousa W.P. (1984). The role of disturbances in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* ; 15 : 353-391.
29. Loucks O.L., Plumb-Mentjes M.L., Rogers D. (1985). Gap processes and large-scale disturbances in sand prairies. In : Pickett S.T.A., White P.A., eds. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando : 72-83.
30. Hobbs R.J., Hunneke L.F. (1991). Disturbance, diversity, and invasion : implications for conservation. *Conservation Biology* ; 6 : 324-337.
31. Huntly N., Inouye R. (1988). Pocket gophers in ecosystems : patterns and mechanisms. *BioScience* ; 38 : 786-793.
32. Grubb P.J. (1977). The maintenance of species richness in plant communities : the importance of regeneration niche. *Biological Reviews* ; 52 : 107-45.
33. Gross K.L. (1987). Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities. In : Jordan III. W.R., Gilpin M.E., Aber J.D., eds. *Restoration ecology : a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press : 173-188.
34. Shachak M., Brand S., Gutterman Y. (1991). Porcupine disturbances and vegetation pattern along a resource gradient in a desert. *Oecologia* ; 88 : 141-147.
35. Contrares L.C., Gutierrez J.R. (1991). Effects of the subterranean herbivorous rodent *Spalacopus cyanus* on herbaceous vegetation in arid coastal Chila. *Oecologia* ; 87 : 106-109.
36. Anderson D.C., MacMahon J.A. (1985). Plant succession following the Mount St. Helens volcanic eruption : facilitation by a burrowing rodent, *Thomomys talpoides*. *American Midland Naturalist* ; 114 : 62-69.
37. Allen E.B. (1989). The restoration of disturbed arid landscapes with special reference to mycorrhizal fungi. *Journal of Arid Environments* ; 17 : 279-286.
38. Dhillion S.S., Zak J.C. (1993). Microbial dynamics in arid ecosystems : desertification and the potential role of mycorrhizas. *Revista Chilena de Historia Natural* ; 66 : 253-270.
39. Morehead D.L., Fisher F.M., Whitford W.G. (1988). Cover of spring annuals on nitrogen-rich kangaroo rats mounds in a Chihuahuan Desert grassland. *American Midland Naturalist* ; 120 : 443-447.
40. Dhillion S.S., McGinley MA., Friese C.F., Zak J.C. (1994). Construction of sand-shinnery oak (*Quercus havardii*) communities of the Llano Estacado : animal disturbances, plant community structure and restoration. *Restoration Ecology* ; 2(1) : 51-60.
41. Jordan III W.R., Gilpin M.E., Aber J.D. (1987). *Restoration ecology : a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 201-210.

12

Souches résistantes de *Rhizobium* dans une rhizosphère caractérisée d'Acacia au Nord et au Sud du Sahara

S. GREGO, P. QUATRINI, L. BADALUCCO,
F. DE CESARE, C. ZANOTTI, I. CACCIARI

Dipartemento di Agrobiologia e Agrochimica, Universita della Tuscia,Viterbo, Italia

Les écosystèmes forestiers typiques des régions arides et sub-arides sont extrêmement fragiles. La nécessité de convertir ces territoires en terres arables, en vue de satisfaire les besoins énergétiques et vivriers de base, constitue l'une des principales causes de la réduction ou de la destruction du potentiel biologique de ces terres et pourrait finalement conduire à une quasi désertification. La désertification entraîne une diminution de la capacité de charge animale, un accroissement du ruissellement et de la dessication du sol, une réduction de sa teneur en matière organique et en nutriments, une déstructuration et une augmentation de sa compacité, une réduction de l'activité biologique et une accumulation de sels solubles toxiques [1]. Il en résulte une diminution de productivité accompagnée d'une augmentation de l'érosion éolienne et hydrique avec perte d'une partie précieuse du sol. En principe, il existe des pratiques de contrôle des problèmes les plus communs liés à la désertification, mais leur application demeure largement liée aux spécificités de chaque site. Ainsi, le transfert de technologie, relativement aisé entre pays à climat tempéré, est des plus difficiles entre ceux-ci et des pays tropicaux arides. Dans le but de contrecarrer la tendance à la désertification de ces régions, il faut accroître leur productivité afin d'assurer les besoins alimentaires des populations sans avoir à défricher de nouvelles superficies par l'abattage d'arbres et l'emploi aveugle du feu. Par ailleurs, l'uti-

lisation de la matière organique comme fertilisant entraînerait non seulement une production accrue grâce à son apport équilibré en nutriments, mais aiderait également à résoudre les problèmes sanitaires, d'environnement et de conservation du sol. Si les projets de reboisement concernent surtout les sols les moins fertiles, les terres les plus fertiles étant réservées aux cultures vivrières, il est nécessaire d'utiliser des espèces ayant des besoins faibles en nutriments, une très grande résistance aux conditions parfois extrêmes du milieu et qui puissent contribuer à la réhabilitation des sols dégradés. Il est important d'utiliser des arbres fixateurs d'azote dans les systèmes agro-forestiers afin de favoriser des interactions intéressantes entre les plantes pérennes et les cultures d'annuelles [2]. Les arbres noduants sont les plus utilisés en agro-foresterie ; leur système racinaire est étendu et profond, ils sont aptes à survivre aux périodes de sécheresse et contribuent à fixer les dunes. L'azote fixé, incorporé au sol par les résidus et les racines, augmente la fertilité générale de l'écosystème. Parmi les légumineuses ligneuses, le genre *Acacia* est le plus fortement représenté dans les régions tropicales du monde et au Sahel africain, avec principalement les espèces *A. tortilis, A. senegal, A. seyal, A. nilotica* et *A. albida* qui sont habituellement utilisées dans les projets de reboisement.

L'objectif de cette étude, développée dans le cadre d'un projet multinational de réhabilitation des sols dégradés au nord et au sud du Sahara, est de caractériser les différences de comportement physiologique de souches de *Rhizobium* isolées dans le sol de la rhizosphère d'*Acacia* prélevé au nord du Sénégal et dans le sud de la Tunisie. Pour l'étude de la biodiversité des populations naturelles d'isolats de rhizobia tropicaux, nous avons utilisé des facteurs abiotiques typiques extrêmes tels qu'une forte salinité et des hautes températures. Nous avons aussi testé leur résistance à neuf antibiotiques différents. En outre, dans le but de mettre en évidence les effets éventuels que les caractéristiques du sol de rhizosphère, où vivent les *Rhizobium* et infectent les racines d'*Acacia*, pourraient avoir sur les réponses physiologiques des bactéries, nous avons prélevé des échantillons de sols sous *Acacia* et déterminé quelques paramètres microbiologiques et biochimiques.

Matériel et méthodes

Echantillonnage du sol

Des échantillons de sol ont été prélevés en période sèche dans les rhizosphères d'*Acacia nilotica* (Diama, Sénégal) et d'*Acacia tortilis* (Souilène, Sénégal et Parc National de Bled Thala, Tunisie). Les échantillons de sols proviennent d'une fosse creusée à la limite de la canopée des arbres, les prélèvements ont été effectués autour des jeunes racines entre 10 et 40 cm de profondeur. Pas moins de 10 fosses ont été creusées dans chaque site. Le sol, conservé dans des sacs en plastique, a été maintenu à l'obscurité en attendant d'être stocké en chambre froide. Avant analyse, ce sol a été tamisé (maille 2 mm) et les débris organiques retirés.

Méthodes d'analyse

La biomasse de carbone a été déterminée suivant la méthode de fumigation-extraction [3]. La fumigation au chloroforme a été effectuée à l'obscurité pendant 20 heures à température ambiante immédiatement après avoir réhumecté les échantillons jusqu'à 50 % de

teneur en eau [4]. Des échantillons de sol fumigés et non fumigés (25 g de poids sec) ont été extraits avec 0,5M K_2SO_4 (100 ml) pendant 1 heure dans un agitateur à température ambiante. Après filtration au travers du papier Whatman n°42, les extraits de sol ont été stockés à une température de 2 °C avant de procéder aux analyses.

ATP : la teneur a été déterminée par la méthode de luciférine-luciférase de Tate et Jankinson [5].

CO_2 a été déterminé selon le procédé rapporté par Badalucco *et al.* [6].

Essais sur les enzymes

L'activité protéase a été évaluée en mesurant l'hydrolyse de caséine comme substrat pendant 1 heure d'incubation du sol à une température de 52 °C et pH 8,1 [7].

L'activité glutaminase a été estimée par l'hydrolyse de L-glutamine pendant 2 heures d'incubation du sol à 37 °C à pH 10 [8]. NH_4^+ a été calculée selon la méthode de Keeney et Nelson [9].

L'activité phosphatase a été approchée par la méthode de la transformation de pNPP dans du p-nitrophénol en 1g de sol incubé à 37 °C pendant 10 min. Après alcalinisation avec du K_2 $C0_3$; p-nitrophénate était déterminé à 410 O.D.

L'activité uréase a été évaluée par le procédé rapporté par Tabatabai [10].

Isolement des isolats des rhizobia

Les souches rhizobiales ont été isolées à partir des nodules de l'*A. tortilis* cultivé dans des échantillons de sol recueillis au Sénégal et en Tunisie selon la technique décrite par Somasegaran et Hoben [11].

Les souches provenant du Sénégal ont été isolées dans le laboratoire de Microbiologie des sols de l'ORSTOM à Dakar. Les souches tunisiennes ont été obtenues auprès de H. Jedder (IRA Médenine, Tunisie). Les isolats de rhizobia ont été maintenus dans un milieu gélosé YMB [12].

Caractérisation des isolats

La résistance intrinsèque des isolats aux antibiotiques (Tableau I) a été calculée en ajoutant de la streptomycine, de l'ampicilline, de l'érythromycine, de la polymixine, de l'acide nalidixique, de la néomycine, du chloramphénicol, de la kanamycine, de la rifampicine à un milieu d'agar HP [13] à 50 µg/ml. Les solutions concentrées d'antibiotiques ont été stérilisées par filtration 0,22 µm et conservées à -20 °C avant utilisation. La réaction des isolats aux antibiotiques a été testée selon les méthodes décrites par McCray Batzli *et al.* [14].

La tolérance au NaCl de chaque isolat a été déterminée par l'évaluation de la croissance en milieu liquide YMB contenant du NaCl à 1%, 1,5 % et 2%. Les solutions ont été distribuées dans des tubes à essai en quantités aliquotes de 5 ml et inoculées par une colonie de chaque souche. Pendant 4 jours, les tubes ont été soumis à un contrôle quotidien de la densité optique à 540 nm afin de déceler toute turbidité visible. Deux répétitions ont été réalisées pour chaque traitement.

Tableau I. Résistance des isolats de *Rhizobium* aux antibiotiques.

Lieu	Isolat	Antibiotique								
		STR	AMP	ERI	POL	NAL	NEO	CLO	KAN	RIF
Sénégal	ORS 1230	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Diama	ORS 1231	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	ORS 1232	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	ORS 1233	-	+	-	+	+	-	-	-	-
	ORS 1234	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	ORS 1235	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	ORS 1237	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	59 RA	-	+	-	-	+	-	-	-	±
	ORS 1238	-	+	±	-	+	-	+	-	-
	ORS 1239	-	±	-	+	+	-	-	-	-
	ORS 1240	-	±	-	+	+	-	-	-	-
Souilène	61 D	±	±	+	-	+	-	+	-	+
	ORS 1241	-	±	-	-	+	-	-	-	-
Tunisie	ORS 1423	-	-	+	-	+	-	-	-	±
	ORS 1424	-	-	+	-	+	-	-	-	±
	ORS 1425	-	-	+	-	+	-	-	-	-
	ORS 1426	-	-	+	-	+	-	-	-	-
	ORS 1427	-	-	+	+	+	-	±	-	±
	ORS 1428	-	+	+	-	+	±	+	+	±
	ORS 1429	±	+	+	-	+	-	-	+	-
	ORS 1430	-	+	+	-	+	-	-	+	-

STR = streptomycine ; AMP = ampicilline ; ERI = érithromycine ; POL = polymyxine ; NAL = acide nalidixique ; NEO = néomycine ; CLO = chloramphénicol ; Kan = kanamycine ; RIF = rifampicine.

La résistance des isolats aux températures élevées (Tableau II) a été évaluée en cultivant les souches à 40°, 42,5° et 45 °C. Les inoculations ont été préparées en enlevant des cellules des plaques d'agar et en les mettant en suspension dans 100 ml d'eau distillée stérile dans les loges des plaques d'un inoculateur multiple stérile (des plaques d'analyses immunosorbantes à 96 logements, liées aux enzymes, stériline). Les suspensions bactériennes ont été inoculées, en double, à la surface de boîte de Petri contenant un milieu YMB gélosé. Le développement des bactéries est mesuré après trois jours d'incubation.

Tableau II. Résistance maximale aux températures élevées des isolats de *Rhizobium*.

Lieu	Isolat	Température			
		30	40	42,5	45
Sénégal	ORS 1230	+	+	+	-
Diama	ORS 1231	+	+	+	-
	ORS 1232	+	+	+	-
	ORS 1233	+	+	-	+
	ORS 1234	+	+	-	-
	ORS 1235	+	+	+	-
	ORS 1237	+	+	+	-
	59 RA	+	+	+	-
	ORS 1238	+	+	+	+
	ORS 1239	+	+	-	-
	ORS 1240	+	+	-	-
Souilène	61 D	+	+	+	+
	ORS 1241	+	+	+	+
Tunisie	ORS 1423	+	+	-	-
	ORS 1424	+	+	+	-
	ORS 1425	+	+	+	-
	ORS 1426	+	+	-	-
	ORS 1427	+	+	-	-
	ORS 1428	+	+	-	-
	ORS 1429	+	+	-	-
	ORS 1430	+	+	-	-

Résultats et commentaires

Au Sénégal, des sols ayant des caractéristiques pédologiques différentes ont été sélectionnés. Le sol de Diama est un vertisol typique et celui de Souilène est un sol sableux et aride. Le sol provenant de Tunisie est également sableux. Le pH (H_2O) de Diama était acide (pH 6,1) alors qu'à Souilène, il était de 7,6 et en Tunisie de 8,5 (Figure 1). Le dosage avec KCl faisant décroître à 5,8, le pH des sols de Diama et baisser respectivement de 0,6 et de 1,1 unité le pH des échantillons de Souilène et de Tunisie. Cela signifie qu'en Tunisie les souches de rhizobia vivent dans un milieu alcalin avec une bonne capacité d'échange, tandis qu'au Sénégal elles vivent dans un milieu neutre ou sub-acide avec une faible capacité à retenir les nutriments. Ceci pourrait être une différence environnementale importante pour la détermination des caractéristiques de rhizobia fixateurs d'azote.

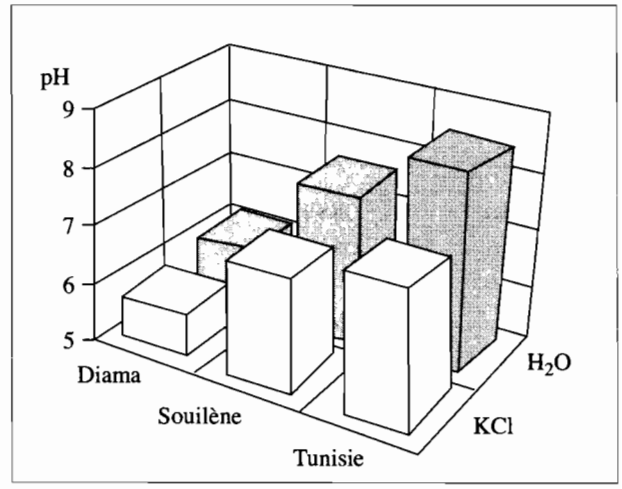


Figure 1. Niveau de pH des sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal), et à Bled Thala (Tunisie). Le pH du sol a été déterminé dans H_2O (1:5, w:v) et dans KCl 1M (1:5, w:v).

La biomasse microbienne de la rhizosphère d'*Acacia,* calculée comme étant la biomasse de carbone obtenue par fumigation-extraction, s'est avérée très différente entre les deux sites du Sénégal et aussi en Tunisie (Figure 2A). Les échantillons de sol de Bled Thala contenaient 5 à 10 fois plus de micro-organismes que les échantillons sénégalais. Toutefois, les calculs de la biomasse - C par fumigation-extraction n'ont pas démontré si la population dans les rhizosphères était métaboliquement active ou non. L'ATP est un porteur universel d'énergie dans les systèmes biologiques qui mesurent rapidement et peut ainsi constituer un bon indicateur du statut physiologique des micro-organismes et être corrélé avec le métabolisme microbien. Les différences d'activité microbienne de la biomasse métabolique présente dans les sols sénégalais sont bien évidentes (Figure 2B). En fait, la teneur en ATP du sol de Diama paraît élevée, indiquant par là une activité métabolique se rapportant à la petite fraction microbienne présente. A Souilène, la faible teneur en ATP décelée suggère que la plupart des micro-organismes présents sont dans une sorte de phase de repos. La teneur élevée en ATP du sol tunisien confirme que l'abondante biomasse est métaboliquement très active. Ces résultats sont confirmés par le qCO_2 qui mesure les taux d'évolution du CO_2 par unité microbienne de biomasse ; en d'autres termes, il mesure l'activité catabolique de micro-organismes qui est liée au métabolisme général de la cellule microbienne ; une teneur en CO_2 faible diminue les stocks d'ATP, ce qui signifie une activité microbienne réduite (Figure 2B) [15]. Ces résultats suggèrent qu'en Tunisie, les *Rhizobium* des échantillons de sol co-existent avec une microflore très active alors qu'au Sénégal, les *Rhizobium* vivent dans un milieu pauvre en micro-organismes de faible activité métabolique.

Les analyses enzymatiques des échantillons de sol ont révélé des différences significatives entre les rhizosphères d'*Acacia* croissant au nord et au sud du Sahara. Pour évaluer l'activité biochimique des sols, des enzymes extracellulaires, en particulier protéase, uréase et glutaminase, ont été analysées pour lier à la minéralisation de l'azote et phosphatase pour le cycle des phosphates (Figures 3A et 3B). Le phosphore soluble a aussi été déterminé (Figure 3C). Dans les échantillons de sol de Tunisie, les enzymes liées au cycle d'N indiquent généralement une activité plus élevée, confirmant une situation plus favorable dans le milieu rhizosphérique où un cyclage rapide des nutriments est assuré à la fois par

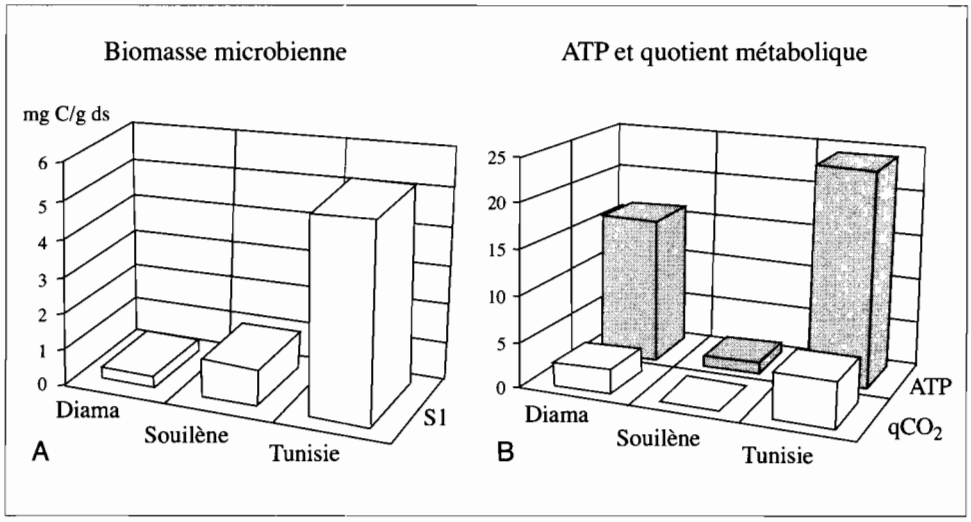


Figure 2. (**A**) Poids de biomasse microbienne dans les sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal), et à Bled Thala (Tunisie) exprimé comme Biomasse - C (mgC par g de sol sec). (**B**) ATP et quotient métabolique dans les sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal) et à Bled Thala (Tunisie).
ATP : n moles par g de sol sec ;
qCO_2 : mg C-CO_2/mg Biomasse - CX10^2

une biomasse microbienne viable et une fraction enzymatique active. L'activité phosphatase est très similaire dans les échantillons tunisiens et sénégalais mais le phosphore soluble est beaucoup plus faible en Tunisie, probablement en raison d'une absorption plus importante par les micro-organismes et éventuellement par les *Acacia*.

Des souches de *Rhizobium* ont été isolées des mêmes échantillons de sol et leur réaction à certaines contraintes abiotiques typiques des zones sub-arides étudiée. Des isolats de rhizobia ont été testés à diverses concentrations de NaCl (de 0 % à 2 %).

La tolérance à des concentrations > à 1,5 % de NaCl est rare parmi les rhizobia même si certaines souches sont capables de croître en présence de 2 % de NaCl [16] et qu'un isolat obtenu sur *Prosopis* sp. tolère 3 % de NaCl [17]. Les isolats en provenance des sites du Sénégal ont montré une grande résistance au NaCl et 4 souches étaient capables de croître en présence de 2 % de NaCl. Par contre, des isolats provenant de sites tunisiens n'ont pas poussé en présence de NaCl et seules 4 souches ont montré une légère turbidité à 1 % de NaCl (Figure 4).

Tous les isolats des deux sites étaient capables de pousser à 40 °C. Une tolérance à 42,5 °C a été fréquemment signalée pour *R meliloti*, mais les températures dépassant 42,5 °C sont rares pour les rhizobia, quoique l'on ait observé une résistance à des températures variant entre 44 °C à 47 °C chez certaines souches isolées au Kenya [18] et au Soudan [19]. Seules deux souches provenant de sols tunisiens étaient capables de former des colonies à 42,5 °C. A cette température, il est possible de cultiver la plupart des isolats provenant de sites sénégalais sur un milieu de culture solide et quelques uns d'entre eux ont supporté des températures allant jusqu'à 45 °C. Ces résultats pourraient suggérer

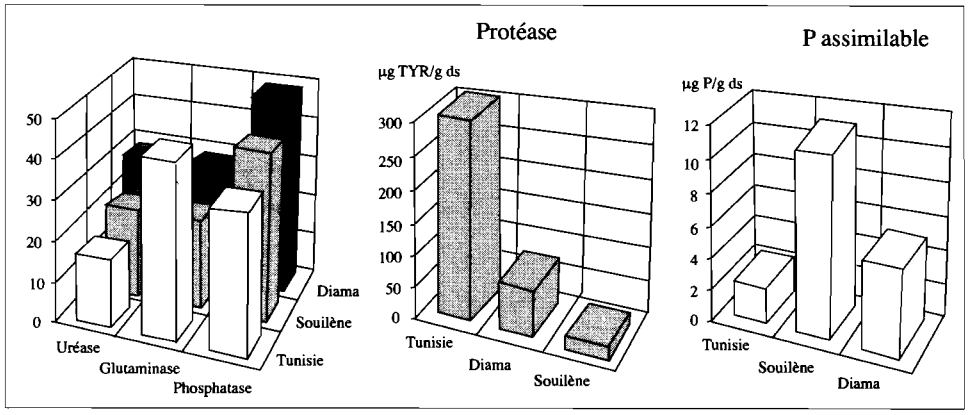


Figure 3. **(A)** Activité uréase, glutaminase et phosphatase dans les sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal) et à Bled Thala (Tunisie).
Uréase : g NH_4^+/g de sol sec
Glutaminase : gNH_4^+/g de sol sec
Phosphatase : g PNP/g de sol sec
(B) Activité protéase dans les sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal) et à Bled Thala (Tunisie).
(C) Phosphore assimilable présent dans les sols prélevés à Diama et Souilène (Sénégal) et à Bled Thala (Tunisie).

que les souches sénégalaises poussant dans un milieu pauvre en nutriments sont plus aptes à croître dans des conditions stressantes que les souches tunisiennes.

La résistance intrinsèque des isolats aux antibiotiques a été déterminée par l'addition de 9 antibiotiques différents au milieu de culture. Tous les isolats provenant des deux sites se sont révélés être résistants à l'acide nalidixique. Les isolats provenant des sites tunisiens étaient, globalement, tolérants à tous les antibiotiques, même si c'était à des degrés divers. Des faibles niveaux de résistance ont caractérisé les isolats provenant des sites sénégalais à part quelques variétés qui n'étaient résistantes qu'à un seul antibiotique. La sensibilité aux antibiotiques, plus élevée chez les souches sénégalaises, en comparaison avec la résistance des souches tunisiennes, pourrait être imputée à la biomasse microbienne moins abondante des rhizosphères d'*Acacia* de ce pays. En effet, la résistance intrinsèque aux antibiotiques est importante, du point de vue écologique, pour les micro-organismes du sol, en raison d'une compétitivité plus élevée et d'une plus grande aptitude à survivre [19], principalement dans les sites arides où la sécheresse et le pH alcalin favorisent la croissance d'actinomycètes productrices d'antibiotiques. La biomasse microbienne réduite ainsi que la faible activité métabolique caractérisant les sites sénégalais semblent indiquer que la salinité et la faible disponibilité en nutriments plutôt que la compétitivité sont les facteurs limitants à la croissance et à la survie des isolats de rhizobia.

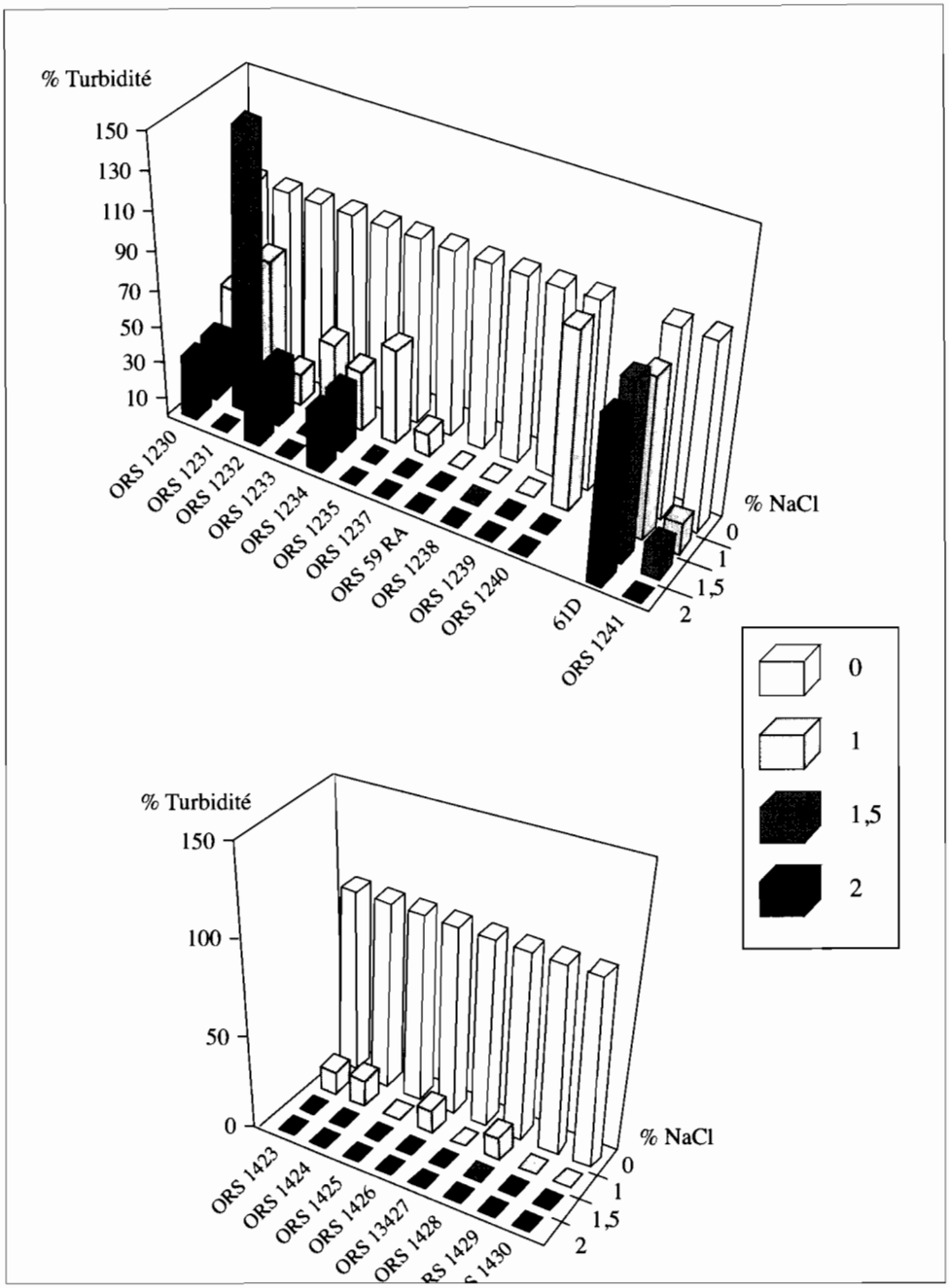


Figure 4. Croissance des souches de *Rhizobium* isolées à Diama et Souilène (Sénégal) et à Bled Thala (Tunisie) en présence de différentes concentrations de NaCl. La croissance est exprimée par la densité optique des cultures. Les données sont formulées en % du témoin.

Références

1. Dregne H.E. (1987). Desertification. In : McLaren D., Skinner B., eds. *Resources and world development*. John Wiley and Sons Limited : 697-710.
2. Young A. (1989). *Agroforesty for soil conservation*. CAB International, Wallingford.
3. Badalucco L., Gelsomino A., Dell'Orco S., Grego S., Nannipieri P. (1992). Biochemical characterization of soil organic compounds extracted by 0.5 M K_2SO_4 before and after chloroform fumigation. *Soil Biol Biochem* ; 24 : 569-578.
4. Ross D.J. (1989). Estimation of soil microbial biomass by a fumigation-extraction procedure : influence of soil moisture content. *Soil Biol Biochem* ; 21 : 295-300.
5. Tate K.R., Jankinson D.S. (1982). Adenosine triphosphate measurements in soil : an improved method. *Soil Biol Biochem* ; 14 : 331-335.
6. Badalucco L., Grego S., Dell'Orco S., Nannipieri P. (1992). Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biol Fertil Soils* ; 14 : 76-83.
7. Ladd J.M., Butler J.H.A. (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activity using proteins and dipeptide derivates as substrates. *Soil Biol Biochem* ; 4 : 19-30.
8. Frankenberger Jr W.T., Tabatabai M.A. (1991). L-glutaminase activity of soils. *Soil Biol Biochem* ; 23 : 869-874.
9. Keeney D.R., Nelson D.W. (1982). Nitrogen-Inorganic forms. In : Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., eds. *Methods of soil analysis*, Part 2. American Society of Agronomy, Madison : 643-698.
10. Tabatabai M.A. (1982). Soil enzymes. In : Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., eds. *Methods of soil analysis*, Part 2. American Society of Agronomy, Madison : 903-947.
11. Somasegaran P., Hoben H.J. (1985). *Methods in legume*-Rhizobium *technology*. Niftal and Mircen, University : Hawaï.
12. Vincent J.M. (1970). *A manual for the practical study of the root-nodule bacteria*. IBP Handbook n°15. Blackwell Scientific, Oxford, U.K.
13. Hynes M.F., Simon R., Puhuler A. (1985). The development of plasmid-free strains of *Agrobacterium tumefaciens* by using incompatibility with *Rhizobium meliloti* plasmid to eliminate pAtC58. *Plasmid* ; 13 : 99-105.
14. McCray Batzli J., Graves W.R., Van Berkum P. (1992). Diversity among Rhizobia effective with *Robinia pseudoacacia*. *Appl Environ Microbiol* ; 58 : 2137-2143.
15. Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. In : Bollag J.M., Stotzky G., eds. *Soil biochemistry*, Vol. 6. Marcel Dekker, Inc, New York and Basel, : 293-356.
16. Hua S.T., Tsai V.T., Lichens G.M., Noma A.T. (1982). Accumulation of aminoacids in *Rhizobium* sp. strains WR 1001 in response to sodium chloride salinity. *Appl Environ Microbiol* ; 44 : 135-140.
17. Karanja N.K., Wood M. (1988). Selectin *Rhizobium phaseoli* strains for use with beans (*Phaseolus vulgaris* L.) in Kenya : tolerance of high temperature and antibiotic resistance. *Plant Soil* ; 112 : 15-22.
18. Zhang X., Harper R., Karisto M., Lindstrom K. (1991). Diversity of *Rhizobium*. Bacteria isolated from root nodules of leguminous trees. *Int J Syst Bacteriol* ; 41 : 104-113.
19. Shoushtari N.H., Pepper I.L. (1985). Mesquite Rhizobia isolated from the Sonoran desert. Competitiveness and survival in soil. *Soil Biol Biochem* ; 17 : 803-806.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 211-229.

13

Les arbustes fourragers exotiques Leur intérêt pour la réaffectation des terres dégradées des régions arides et désertiques tunisiennes

M.S. ZAAFOURI [1], N. AKRIMI [2], CH. FLORET [3],
E. LE FLOC'H [3], R. PONTANIER [4]

1. Institut des Régions Arides, Gabès, Tunisie
2. Institut des Régions Arides, Médenine, Tunisie
3. CNRS/CEFE, Montpellier, France
4. ORSTOM Tunis, Tunisie

Le système de production agricole pratiqué par les sociétés agro-pastorales des régions arides et désertiques, basé sur la combinaison agriculture/élevage, repose sur la notion de vastes espaces et de ressources naturelles non limitées. L'augmentation des effectifs du cheptel, lié à une forte croissance démographique, a entraîné une surcharge sur ces espaces pastoraux (réduction de la valeur et des surfaces pastorales). Cette pression excessive a eu comme conséquence un déséquilibre entre les prélèvements fourragers et la production des parcours. Cet état de fait a conduit à :

- la disparition du couvert végétal pérenne engendrant l'accroissement du processus d'érosion du sol et la réduction du potentiel pastoral ;
- la réduction de la valeur pastorale par la disparition des bonnes espèces pastorales ;
- la diminution de la résilience, déjà faible, des écosystèmes pastoraux due à la fois à la disparition des semenciers, à la dégradation générale et au dysfonctionnement hydrique.

Selon le niveau de détérioration des écosystèmes, plusieurs stades sont généralement discernables sur le terrain à partir de l'écosystème original : les écosystèmes dégradés, très dégradés et désertisés [1].

Aux premiers stades, la dégradation n'a pas encore atteint le niveau d'irréversibilité. Par contre, dans les écosystèmes désertisés, la dégradation du parcours a dépassé les seuils au delà desquels tout retour à l'état antérieur est presque impossible [1].

Ainsi, selon le niveau de rupture de l'équilibre et les dysfonctionnements qui affectent les écosystèmes des régions arides et désertiques, trois voies sont proposées [1, 11] pour remédier à la détérioration :

- la restauration (une simple mise en défens) : elle est pratiquée sur les écosystèmes dégradés et est envisageable quand la dégradation, peu accentuée, n'a pas altéré la dynamique de l'écosystème. Celui-ci peut répondre favorablement à la mise en défens, dans une période relativement courte (3 à 5 ans au maximum) ;
- la réhabilitation (une mise en défens et une intervention humaine plus ou moins forte) : elle est généralement pratiquée dans les écosystèmes très dégradés où la dynamique de la régénération de la végétation spontanée est presque bloquée. La restauration, dans de telles situations, demande une période assez longue (8 à 10 ans au minimum) pour que l'écosystème naturel soit rétabli. D'où la nécessité d'une intervention humaine ; celle-ci peut consister en la réactivation du fonctionnement hydrique du sol, et la réintroduction des espèces locales les mieux adaptées, pour accélérer la vitesse de cicatrisation qui, sans cette intervention de l'homme, est très lente ; la réhabilitation a pour terme l'écosystème de référence plus ou moins simplifié ;
- la réaffectation (avec très forte intervention humaine) : elle est pratiquée sur les écosystèmes désertisés où la réhabilitation ne pourrait ni améliorer le niveau de production ni rétablir l'équilibre biologique. Elle consiste donc à créer un nouvel écosystème aux fonctionnements et à la structure différents de ceux de l'écosystème préexistant. Les plantations sylvo-pastorales, à base d'arbustes fourragers exotiques, constituent une des techniques de réaffectation des steppes désertisées en Tunisie aride et désertique.

La création de réserves fourragères sur pied par plantation d'arbustes, généralement introduits, a donc été tentée en vue de pallier la détérioration irréversible des écosystèmes pastoraux. Cette technique fut tentée, pour la première fois en Tunisie aride et désertique, vers les années 1965. A partir des années 1980, les plantations sylvo-pastorales ont été intensifiées [2], sans se soucier des résultats d'une décennie et demie de pratique. Par ailleurs, il n'a été porté que peu d'intérêt critique à cette technique et l'on ne sait si les quelques succès notoires ne masquent pas une réalité décevante. Il serait cependant trop hâtif de rejeter *a priori* le recours aux arbustes exotiques comme agents de la réaffectation dans certains types de bioclimats.

Si la restauration et la réhabilitation ont toujours préoccupé les agents de développement et en particulier les chercheurs dans les régions arides et désertiques tunisiennes [1, 3-11], les actions de réaffectation, malgré les 20 000 ha plantés depuis 1980 [12], en Tunisie présaharienne (précipitations moyennes annuelles entre 100 et 200 mm), n'ont pas fait l'objet d'études de base.

Une dizaine d'espèces fourragères exotiques ont été introduites pour constituer ces réserves fourragères sur pied : *Acacia saligna, Acacia ligulata, Acacia salicina, Prosopis juliflora, Prosopis chilensis, Parkinsonia aculeata, Atriplex nummularia, Atriplex canescens, Opuntia ficus indica*, etc. *Acacia saligna* (Labill.) H. Wendl., espèce d'origine

australienne, généralement connue en Afrique du Nord sous la combinaison nomenclaturale erronée d'*Acacia cyanophylla* Lindl. (= *Acacia glauca* Hort. = *Acacia leiophylla* Benth.) constitue la pierre angulaire de la réaffectation des terres dégradées en Tunisie et dans tous les pays d'Afrique du Nord. En Tunisie présaharienne, cette espèce occupe 72,5 % des superficies des plantations sylvo-pastorales [13]. *A. saligna* qui, dans son aire naturelle, se trouve sous des précipitations de 600 à 1 000 mm. an^{-1} [14], est introduit en Tunisie aride et désertique sous des précipitations de 50 à 350 mm. an^{-1}.

Dans cette contribution, nous tenterons d'évaluer et d'apporter certains éléments de réponse relatifs à l'intérêt de la réaffectation des terres dégradées des régions arides et désertiques tunisiennes par des arbustes fourragers exotiques. On étudiera ici essentiellement la faculté d'installation, les performances et la tolérance du stress d'*A. saligna* dans 4 régions naturelles, situées dans deux types de bioclimats méditerranéens : aride inférieur et saharien supérieur.

Méthodologie d'évaluation de la réaffectation

Nous ne détaillerons pas ici la méthodologie d'évaluation ; elle a déjà été décrite par Zaafouri [2, 13]. Seuls les éléments essentiels sont rappelés ici. Cette méthodologie est dite méthode comparative ou méthode d'enquête [16]. Le principe de celle-ci consiste à choisir un ensemble de stations représentatives de la variabilité des sols, d'une région réputée climatiquement homogène [16, 17]. La méthode est basée, d'une part, sur les niveaux de perception de l'écosphère au sens de Tansley [20] et, d'autre part, sur la notion du système écologique ou écosystème au sens d'Evans [18] comme unité élémentaire du diagnostic écologique [18, 19].

Zonage de l'espace : choix des placettes

Quatre régions écologiques (régions naturelles) ont été retenues pour la Tunisie aride et désertique (Figure 1) : les Basses Plaines Méridionales, la J'fara, les Matmata et l'Ouara ; chaque région est subdivisée en secteurs écologiques représentant les grands ensembles morphoédaphiques.

Si les conditions climatiques sont homogènes à l'intérieur d'un secteur, les formes édaphiques élémentaires sont cependant plus diversifiées. Ainsi, les secteurs sont, à leur tour, subdivisés en systèmes écologiques, niveau de perception pour lequel les facteurs écologiques sont les plus homogènes possibles.

Dans notre cas, la délimitation du système écologique a été réalisée sur la base d'un certain nombre de paramètres édaphiques et floristiques (Tableaux I à IV). Parmi eux, citons : la nature et l'épaisseur de la couche meuble, la nature de la roche mère ou du substrat (assise), le régime d'infiltration et de stockage des eaux, le type de recouvrement éolien, l'halomorphie et l'hydromorphie, le type de végétation spontanée (groupement végétal), l'âge de la réaffectation, etc. Dans chaque écosystème réaffecté, trois placettes, de superficie variable [15] ont été matérialisées. Nous avons considéré comme surface élémentaire de la placette celle occupée par les 15 individus les plus voisins et ceci en accord avec Pardé [21] qui recommande, en inventaire statistique, d'avoir en moyenne 10 à 20 individus par placette.

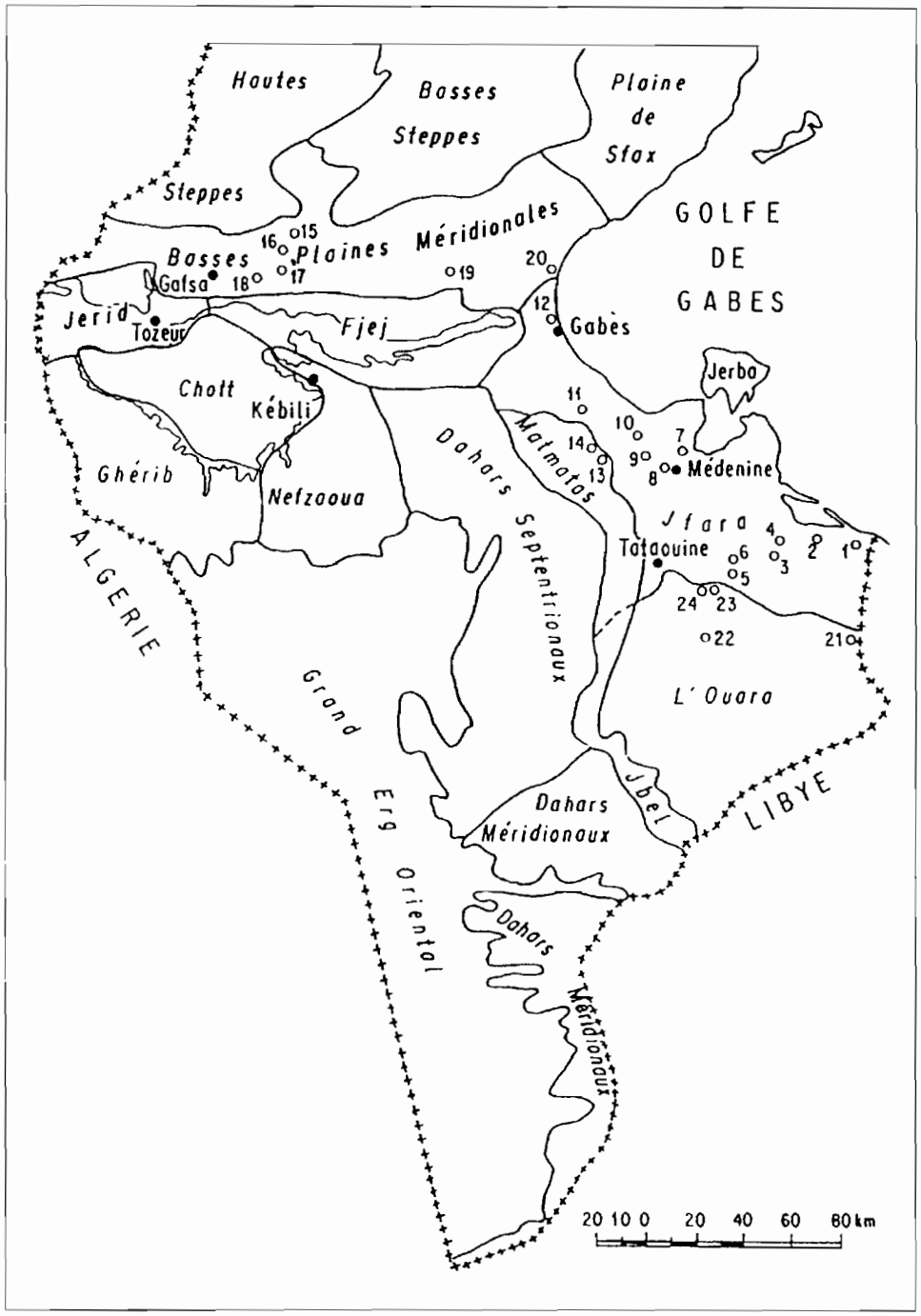


Figure 1. Situation des écosystèmes étudiés par rapport aux régions naturelles de la Tunisie méridionale (D'après Le Houérou, 1959).

Tableau I. Principales caractéristiques édaphiques et floristiques des écosystèmes étudiés dans la région naturelle des Basses Plaines Méridionales

Secteurs écologiques	SYSTÈMES Type de sol	ÉCOLOGIQUES Faciès et état de la végétation	Symboles	Épais. (cm)	Régime hydri	Mati. orga (%)	Gypse (%)	Calc. total (%)	Calc. actif (%)	Salure (mS.cm^{-1})
Glacis couvert de l'ancienne surface villafranchienne à croûte calcaire saumonée du groupement de dégradation de la forêt à *Juniperus Phoenica* ssp. *euphoenicea*	Sol peu évolué à couche meuble sableuse épaisse sur croûte calcaire	*Stipa tenacissima, Helianthemum lippii* var. *sessiliflorum, Salvia verbanaca* DÉGRADÉ	GC 1	60 à 100	I=P	0,04 à 0,7	0,0	12,6 à 35,0	3,0 à 10,0	0,5 à 1,8
	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse très épaisse sans substrat identifié	*Hammada elegans, Hammada scoparia* MOYEN	GC 2	>100	I=P	0,3 à 0,4	0,0	15,0 à 32,5	3,0 à 8,0	0,6 à 2,2
Glacis gypseux sans recouvrement pédologique de la steppe à *Zygophyllum albumet Anarrhinum brevifolium*	Sol d'érosion à encroûtement et croûte gypseux	*Anarrhinum brevifolium, Helianthemum ellipticum, Gymnocarpos decander* TRÈS DÉGRADÉ	GG 1	0,0	I=P-R	0,2 à 0,4	23,2 à 55,0	12,7 à 21,8	12,0 à 20,0	2,6 à 3,4
Plaine sableuse de la steppe à *Hammada elegans, Artemisia herba-alba* et *Hedysarum carnosum*	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse très épaisse sans substrat identifié	*Helianthemum lippii* var. *sessiliflorum, Stipagrostis pungens* MOYEN	P 1	>100	I=P	0,1 à 1,7	0,0	13,8 à 52,5	0,0 à 15,0	0,4 à 0,5
	Sol peu évolué à couche meuble sableuse très épaisse sans substrat identifié et à mésonebkhas	*Asphodelus tenuifolius, Stipagrostis pungens* MOYEN	P 2	>100	I=P	0,04 à 0,3	0,0	16,1 à 29,9	1,0 à 4,0	0,5 à 1,2
Dépression façonnée dans le miopliocène du groupement sub-azonal à *Ziziphus lotus* et *Nitraria retusa*	Sol peu évolué à couche meuble limono-sableuse épaisse	*Ziziphus lotus, Salvia verbenaca* MOYEN	D 1	60 à 100	I=P+R	0,6 à 0,9	0,2 à 1,0	23,6 à 28,2	2,5 à 3,5	0,5 à 1,2

Tableau II. Principales caractéristiques édaphiques et floristiques des écosystèmes étudiés dans la région naturelle de la J'fara.

Secteurs écologiques	SYSTÈMES Type de sol	ÉCOLOGIQUES Faciès et état de la végétation	Symboles	Épais. (cm)	Régime hydri	Mati. orga (%)	Gypse (%)	Calc. total (%)	Calc. actif (%)	Salure ($mS.cm^{-1}$)
	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse peu épaisse sur croûte calcaire	*Rhanterium suaveolens, Artemisia campestris, Thymelaea microphylla, Stipagrostis pungens* DÉGRADÉ	GC 6	20 à 60	I=P-R	0,2 à 1,0	0,03 à 2,8	12,7 à 58,5	1,0 à 4,5	0,5 à 1,6
Glacis couvert de l'ancienne surface villafranchienne démantelée à croûte calcaire saumonée de la steppe à *Rhanterium suaveolens* et *Asphodelus refractus*	Sol peu évolué à couche meuble sableuse peu épaisse sur croûte calcaire et à mésonebkhas et nappe de sable	*Rhanterium suaveolens, Artemisia campestris, Stipagrostis pungens* DÉGRADÉ	GC 7	20 à 60	I=P	0,0 à 0,5	0,1 à 5,3	16,5 à 50,8	0,5 à 15,5	0,6 à 1,6
	Sol peu évolué à couche meuble sableuse épaisse sur croûte calcaire et à mésonebkhas et nappe de sable	*Rhanterium suaveolens, Artemisia campestris, Stipagrostis pungens* DÉGRADÉ	GC 8	60 à 100	I=P	0 à 0,5	0,03 à 0,7	9,0 à 26,6	0,0 à 5,0	0,5 à 1,0
Glacis couvert à croûte et encroûtement gypseux de la steppe à *Rhanterium suaveolens* et *Lygeum spartum*	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse peu épaisse sur croûte gypseuse	*Rhanterium suaveolens, Thymelea microphylla, Gymnocarpos decander* MOYEN	GG 2	20 à 60	I=P	0,05 à 0,3	0,4 à 21,2	11,1 à 25,5	0,0 à 5,5	0,5 à 3,0
	Sol peu évolué à couche meuble sableuse peu épaisse sur croûte calcaire	*Hammada elegans, Stipagrostis pungens* TRÈS DÉGRADÉ		20 à 60	I=P	0,1 à 0,4	0,0 à 0,2	11,55 à 49,0	0,5 à 2,0	0,0 à 0,6

Plaine sableuse de la steppe à *Hammada elegans* et *Stipagrostis pungens*	Sol peu évolué à couche meuble sableuse très épaisse sans substrat identifié à mésonebkhas et nappe de sable	*Hammada elegans, Stipagrostis pungens* BON		>100	I=P	0,1 à 0,2	0,04 à 1,0	11,5 à 16,3	0,0 à 13,0	0,0 0,5
	Sol halomorphe sur croûte gypseuse	*Pituranthos tortuoiss* DÉGRADÉ		20 à 60	I=P+R	0,0 à 0,4	10,0 à 15,7	15,7 à 21,3	1,0 à 8,5	5,2 à 10,2
Bases et moyennes terrasses des oueds de la steppe à *Rhanterium suaveolens* et *Artemisia campestris*	Sol peu évolué d'apport alluvial à couche meuble sableuse très épaisse et sans substrat identifié	*Artemisia campestris, Gymnocarpos decander* DÉGRADÉ	BMT 1	>100	I=P+R	0,13 à 0,53	0,1 à 3,0	12,5 à 52,1	0,1 à 12,5	0,4 à 4,8
	Sol halomorphe sur croûte gypseuse de nappe	*Imperata cylindrica, Arthrocnemum indicum* BON	BMT 2	60 à 100	I=P+R	0,0 à 1,0	0,0 à 10,0	0,0 à 11,5	0,0	5,0 à 19,2
Dépression à croûte et encroûtement gypseux de la steppe à *Rhanterium suaveolens* et *Lygeum spartum*	Sol d'érosion sur croûte gypseuse	*Artemisia campestris, Stipagrostis pungens* TRÈS DÉGRADÉ	D 2	0 à 20	I=P-R	0,0 à 0,3	1,4 à 75,3	15,0 à 18,5	2,0 à 4,5	3,1 à 6,7
	Sol peu évolué à couche meuble sableuse peu épaisse sur croûte gypseuse et à mésonebkhas	*Artemisia campestris, Stipagrostis pungens* TRÈS DÉGRADÉ	D 3	20 à 60	I=P+R	0,2 à 0,4	1,4 à 8,5	13,0 à 17,6	1,5 à 4,0	2,3 à 3,0
	Sol halomorphe sur croûte gypseuse	*Arthrocnemum indicum, Aeluropus littoralis* MOYEN	D 4	20 à 60	I=P+R	0,2 à 0,4	1,0 à 10,5	15,5 à 35,5	3,5 à 16,5	5,0 à 11,5

Tableau III. Principales caractéristiques édaphiques et floristiques des systèmes écologiques étudiés dans la région naturelle des Matmata.

Secteurs écologiques	SYSTÈMES Type de sol	ÉCOLOGIQUES Faciès et état de la végétation	Symboles	Épais. (cm)	Régime hydri	Mati. orga (%)	Gypse (%)	Calc. total (%)	Calc. actif (%)	Salure ($mS.cm^{-1}$)
	Sol d'érosion à couche meuble sableuse très peu épaisse sur croûte calcaire remaniée par un sous-solage	*Thymelaea microphylla, Atractylis serratuloides* DÉGRADÉ	GC 3	0 à 20	I=P-R	0,5	0,4	42,5	3,0	1,4
Glacis couvert de l'ancienne surface villefranchienne à croûte calcaire saumonée de la steppe à *Hammada scoparia* et *Gymnocarpos decander*	Sol peu évolué à couche meuble sableuse peu épaisse sur croûte calcaire remaniée par un sous-solage, travaux de CES	*Thymelaea microphylla, Polygonum equisetiforme* DÉGRADÉ	GC 4	20 à 60	I=P+R	0,2	0,2 à 0,6	15,9	3,0 à 11,0	1,1 à 1,4
	Sol d'érosion à couche meuble très peu épaisse sur croûte calcaire	*Hammada scoparia, Atractylis serratuloides* DÉGRADÉ	GC 5	0 à 20	I=P-R	0,5	0,3	21,3	4,5	2,4

Tableau IV. Principales caractéristiques édaphiques et floristiques des systèmes écologiques étudiés dans la région naturelle de L'ouara.

Secteurs écologiques	SYSTÈMES Type de sol	ÉCOLOGIQUES Faciès et état de la végétation	Symboles	Épais. (cm)	Régime hydri	Mati. orga (%)	Gypse (%)	Calc. total (%)	Calc. actif (%)	Salure ($mS.cm^{-1}$)
Glacis couvert de l'ancienne surface villafranchienne démantelée à croûte calcaire, remaniée par un sous-solage de la steppe à *Anthyllis henoniana* et *Gymnocarpos decander*	Sol d'érosion à couche meuble peu épaisse sur croûte calcaire remaniée par un sous-solage	*Anthyllis henoniana, Hammada elegans* DÉGRADÉ	GC 9	20 à 60	I+P	0,2 à 0,4	0,4 à 0,7	18,2 à 35,5	0,0 à 11,5	0,8 à 1,2
	Sol peu évolué à couche meuble sableuse très épaisse sans substrat identifié	*Hammada elegans, Helianthemum lippii* var. *intricatum* TRÈS DÉGRADÉ	GC 10	>100	I=P	0,1 à 0,3	0,3 à 0,9	15,4 à 18,2	0,0 à 14,5	0,4 à 1,4
Glacis gypseux plus ou moins couvert de la steppe à *Anthyllis henoniana* et *Gymnocarpos decander*	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse peu épaisse sur encroûtement gypseux	*Hammada elegans, Atractyllis serratuloides* TRÈS DÉGRADÉ	GC 3	20 à 60	I=P	0,3 à 1,2	19,4 à 29,5	10,2 à 17,5	0,0 à 7,0	0,5 à 3,5
	Sol d'érosion à voile éolien sur encroûtement gypseux		GG 4	0,0	I=P-R	0,1 à 1,1	55,2 à 69,2	13,6 à 14,4	6,0 à 12,0	2,4 à 4,5
Basse Moyenne terrasse d'oued à groupement subazonal à *Retama retam* et *Nitraria retusa*	Sol peu évolué à couche meuble sablo-limoneuse peu épaisse sur encroûtement nodulaire	*Retama retam, Polygonum equisiteforme* TRÈS DÉGRADÉ	BMT 3	20 à 60	I=P+R	0,1 à 0,5	14,5 à 18,5	2,5 à 14,5	1,5 à 4,5	0,2 à 4,5

Sur chacune des placettes, deux catégories de mesures ont été effectuées :
- des mesures relatives à la placette : variables explicatives ;
- des mesures relatives à l'espèce : variables expliquées.

Les variables explicatives : variables relatives à l'environnement de l'écosystème

En général, le sol intègre un certain nombre de facteurs écologiques et, de fait, les paramètres du sol que l'on peut mesurer ou observer sont nombreux mais leur intérêt est variable [22]. Aussi, nous n'avons retenu, pour cette évaluation, que ceux dont l'influence est présumée prépondérante sur la croissance et le développement de l'espèce végétale. Il s'agit, principalement, des caractéristiques génétiques du sol et de la roche mère, des caractéristiques physiques (nature et épaisseur de la couche meuble, capacité d'infiltration et de stockage d'eau "régime hydrique", présence ou absence d'une nappe phréatique, etc.) et chimiques du sol (pH, teneur en matière organique, en calcaire et en gypse, degré de salure, etc.). Les types de recouvrement éolien dans le cas des écosystèmes ensablés sont très importants. Notons qu'une caractérisation floristique a été établie pour mieux cerner les limites de chaque écosystème sur la base des groupes d'espèces qui les caractérisent.

Les variables expliquées : variables relatives aux espèces introduites

Les variables phytologiques et dendrométriques d'évaluation de la réussite et de la croissance des arbustes sont nombreuses. La FAO [23] propose, pour les arbustes installés en zone aride, de mesurer la hauteur totale, le diamètre du tronc, le diamètre et la longueur des branches et le taux de survie. Descoings [24], Feuillas [25] et Poissonnet *et al.* [26] suggèrent la phytomasse du peuplement comme paramètre synthétique. C'est ce que nous avons considéré, pour cette contribution, en plus du taux de survie. La phytomasse se rapporte, ici, à la partie aérienne : c'est la phytomasse aérienne sur pied [24, 27] dénommée aussi biomasse épigée [25]. Le taux de survie est le rapport, en pourcentage, entre le nombre d'individus dont l'installation est considérée comme réussie et le nombre d'individus mis en place (ou densité de plantation initiale). Nous entendons, ici, par taux de survie, le pourcentage d'individus réellement existant à l'âge d'évaluation.

Résultats et discussions

Nous avons, au cours de l'année 1992, évalué les plantations d'*A. saligna* de la réaffectation de 26 écosystèmes plus au moins dégradés de la Tunisie présaharienne (cf. Tableaux I à IV). Les plus anciens sites réaffectés ont 7 ans d'existence et les plus récents 4 ans. Les techniques d'élevage et de plantation, les travaux d'entretien et de sauvegarde ont été partout les mêmes.

Caractérisation de l'environnement édaphique

L'environnement édaphique est une des contraintes les plus fortes pour le succès de la réaffectation, dans ces régions à pluviosité erratique et irrégulière et où l'aridité d'origine

climatique, déjà très sévère, peut être aggravée, mais aussi atténuée par la diversité et la nature des formes édaphiques.

Si la Figure 2 illustre cette diversité, il ne faut pas perdre de vue que l'ensemble des sols des divers écosystèmes étudiés est fortement marqué par les sels de calcium : carbonates à l'amont de la toposéquence générale et sulfates vers l'aval. Les manifestations d'halomorphie, surtout NaCl, sont fréquentes à l'abord des marais littoraux des systèmes endoréiques et en bordure des basses terrasses vers le lit mineur des oueds. A noter que, le plus souvent, l'halomorphie est liée à un régime hydrique excédentaire. Sur les Tableaux I à IV sont signalés les trois régimes hydriques généraux des systèmes écologiques.

Les principales caractéristiques du milieu édaphique qui se dégagent sont :
- une faible teneur en matière organique (< 1,2%) ;
- des teneurs élevées en calcaire (9 % à 58%) ou en gypse (10 % à 75%) ;
- une texture fine à grossière ;

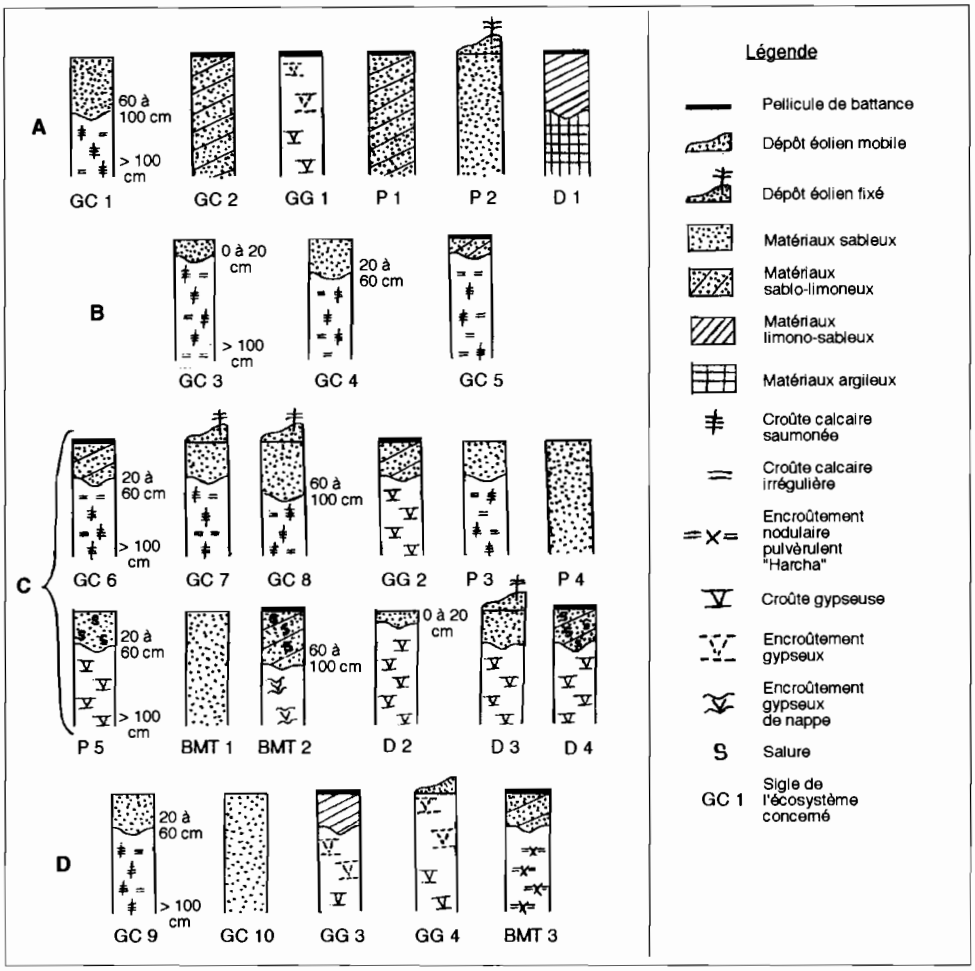


Figure 2. Profils pédologiques types des divers écosystèmes étudiés. A = Basses plaines méridionales, B = Les Matmata, C = La J'fara, D = L'ouara.

- une tendance à la généralisation des pellicules de battance ;
- des teneurs parfois élevées en sels 5 à 20 $mS.cm^{-1}$;
- des sols sensibles à l'érosion hydrique et éolienne.

Dans des conditions édaphiques peu favorables, il est évident que la réussite des plantations dépend fortement du régime hydrique. Il existe donc des systèmes où la quantité d'eau infiltrée (I) est inférieure à celle précipitée (P), en raison du ruissellement (R) ; on doit donc vérifier dans ces régions arides et désertiques que ces systèmes (I = P - R) sont dépréciés par rapport à ceux dont les régimes hydriques sont de type I = P ou I = P + R.

Discussions des résultats de l'évaluation d'*Acacia saligna*

Les Tableaux V à VIII récapitulent le taux de survie et la biomasse épigée traitée par l'analyse de la variance et le test Newman-Keuls [28].

Du point de vue bioclimatique, notons que les Basses Plaines Méridionales, les Matmata et la J'fara s'intègrent dans le bioclimat méditerranéen aride inférieur à variante douce à fraîche. L'Ouara est situé en bioclimat méditerranéen saharien supérieur à variante fraîche au sens d'Emberger [29].

Nous présentons et discutons, ci-dessous, la réussite (survie) et le niveau de production, dans chaque type de bioclimat, d'*A. saligna* utilisé pour la réaffectation des terres dégradées décrites ci-dessus.

Sous bioclimat méditerranéen aride inférieur

Dans ce type de bioclimat, le taux de survie d'*A. saligna,* regarnis compris, est relativement indépendant des caractéristiques édaphiques des écosystèmes de chacune des régions naturelles (Tableaux V à VII). Ceci est vérifié tant pour les caractéristiques physiques (épaisseur de la couche meuble, capacité d'infiltration et de stockage des eaux) que pour les caractéristiques chimiques (nature de la couche meuble ou de substrat, degré de salure, teneur en matière organique, en gypse ou en calcaire et pH). Il semble ainsi qu'en bioclimat méditerranéen aride sous étage inférieur, les caractéristiques édaphiques n'ont pas une influence très marquée sur la survie et l'installation d'*A. saligna*.

Cependant, dans certains cas (Tableaux V et VII), il existe, statistiquement, une différence significative entre les valeurs des taux de survie de certains écosystèmes. Par ailleurs, la présence du même type de secteur dans des groupes statistiquement différents (exemple, secteurs **P** : plaine, secteur **D** : dépression , secteur **GC** : glacis calcaire) semble indiquer que l'installation et la survie d'*A. saligna* sont très peu influencées par les caractéristiques édaphiques des sols. Cette différence a certainement pour cause la présence de formations éoliennes mobiles (voiles éoliens, nappe de sable, micro et mésodunes, dunes) au moment de la plantation et dont on a pu trouver les traces lors de l'évaluation. En effet, ces formations diminuent considérablement le taux de survie d'*A. saligna* ; il n'a atteint que 10 % à 25,5 % dans ces types d'écosystèmes. Ainsi, lors de la mise en place des plants et au cours des deux premières années, cette espèce peut être très facilement ensevelie par le sable. N'ayant pas les caractéristiques des espèces adaptées à ces morphologies éoliennes, telles qu'elles ont été définies par Ben Dali [33], *A. saligna* ne peut pas émerger du sable et disparaît facilement.

On peut se demander alors si la capacité d'*A. saligna* à accepter une amplitude édaphique très large et présenter une certaine plasticité vis-à-vis des caractéristiques édaphiques des sols est spécifique à l'étage aride inférieur. Il faut, cependant, souligner que cette plasticité réside dans le fait que les travaux de sauvegarde, arrosage surtout, sont pratiqués depuis la mise en place des plants jusqu'à l'âge de 2 à 3 ans. Ces travaux ont, certainement, contribué à estomper les différences édaphiques et à homogénéiser les réserves hydriques des sols dans les divers écosystèmes d'une même région écologique.

La salure du milieu n'a pas non plus d'influence négative significative sur le taux de survie d'*A. saligna* sous ce type de bioclimat. En effet, dans des formations halomorphes (conductivité de l'ordre de 20 mS. cm^{-1} en été), le taux de survie de cette espèce est supérieure à 80 % (Tableau VII). Pourrons-nous, ainsi, considérer *A. saligna* comme une espèce tolérante à la salure en phase d'installation ? Cette tolérance subsiste jusqu'à l'âge de 4 ans, puis l'espèce meurt sur pied malgré les arrosages périodiques [13, 30].

Tableau V. Survie et production d'*Acacia saligna* dans les écosystèmes des Basses Plaines Méridionales. Comparaison par le test de Newman-Keuls.

Taux de survie			Biomasse épigée de l'arbre de biovolume moyen		
Systèmes écologiques	Taux (%)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %	Systèmes écologiques	Moyenne annuelle (kg.M.S.)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %
D 1	69,0	A	P 2	17,4	A
GC 1	52,2	A	GC 2	4,6	B
GG 1	42,7	A	P 1	2,8	B
GC 2	31,7	A	D 1	2,3	B
P 1	18,0	B	GC 1	1,1	C
P 2	10,0	B	GG 1	0,2	D

Tableau VI. Survie et production d'*Acacia saligna* dans les écosystèmes des Matmata. Comparaison par le test de Newman-Keuls.

Taux de survie			Biomasse épigée de l'arbre de biovolume moyen		
Systèmes écologiques	Taux (%)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %	Systèmes écologiques	Moyenne annuelle (kg.M.S.)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %
GC 4	70,3	A	GC 4	3,2	A
GC 5	68,7	A	GC 3	1,3	B
GC 3	60,0	A	GC 5	1,0	B

Tableau VII. Survie et production d'*Acacia saligna* dans les écosystèmes de la J'fara. Comparaison par le test de Newman-Keuls

Taux de survie			Biomasse épigée de l'arbre de biovolume moyen		
Systèmes écologiques	Taux (%)	Groupes de milieux homogènes à α = 5 %	Systèmes écologiques	Moyenne annuelle (kg.M.S.)	Groupes de milieux homogènes à α = 5 %
GG 2	95,8	A	GC 8	10,0	A
P 5	90,0	A	D 3	6,0	B
BMT 2	87,5	A	P 4	4,7	C
P 4	81,0	A	BMT 1	4,1	C
P 3	63,3	B	GC 7	3,7	C
D 2	50,3	B	P 3	2,7	D
GC 6	45,7	B	D 2	1,5	E
BMT 1	42,2	B	BMT 2	1,3	E
GC 7	36,1	B	GC 6	1,3	E
GC 8	25,5	C	P 5	0,3	F
D 3	20,0	C	GG 2	0,2	F
D 4	19,3	C	D 4	0,1	F

Les travaux de réparation du sol (sous-solage) et les travaux de conservation des eaux et des sols n'améliorent pas non plus le taux de survie d'*A. saligna* en raison des travaux d'entretien qui se poursuivent durant les trois premières années après la plantation.

La croissance et la production d'*A. saligna,* exprimés par la biomasse épigée de l'arbre de biovolume moyen, sont, contrairement au taux de survie, tributaires et sous la dépendance des caractéristiques édaphiques de l'écosystème (Tableaux V à VII). L'épaisseur de la couche meuble, la présence d'une morphologie éolienne ainsi que le type de substrat semblent être les paramètres édaphiques les plus déterminants de la croissance et de la production d'*A. saligna*. En effet, ce sont les écosystèmes des plaines à couche meuble très épaisse (>100 cm) et à mésonebkhas et ceux des glacis calcaires couverts, à couches meubles épaisses (60 à 100 cm) et à mésonebkhas et/ou à nappe de sable qui fournissent la biomasse épigée la plus élevée (17,4 et 10 kg.M.S. an^{-1} respectivement pour les Basses Plaines Méridionales et la J'fara). Par ailleurs, il faut souligner que la présence d'une morphologie éolienne fixée (mésonebkhas par exemple) quadruple la production d'*A. saligna* par rapport à des écosystèmes ayant une couche meuble de même épaisseur mais sans morphologie éolienne (17, 4 contre 4,6 kg.M.S. an^{-1}). Pour les systèmes à glacis calcaires, même si la couche meuble est relativement épaisse (60 à 100 cm) et pour les glacis gypseux sans couche meuble, la croissance et la production d'*A. saligna* se trouvent compromises, d'une part, par la forte teneur du sol en calcaire actif et, d'autre part, par la teneur élevée en gypse ; la biomasse épigée dans ces deux types d'écosystèmes est respectivement de 1,1 et de 0,2 kg.M.S. an^{-1}.

Contrairement au taux de survie, la salure du milieu constitue un facteur limitant pour la croissance et la production d'*A. saligna* en bioclimat méditerranéen aride inférieur. En effet, dans les systèmes halomorphes, la production de cette espèce est comprise entre 0,1 et 0,3 kg.M.S. an^{-1}. Ces valeurs sont statistiquement non différentes de celles des systèmes à glacis gypseux ayant une couche meuble peu épaisse (20 à 60 cm).

En conclusion, il est constaté qu'en bioclimat méditerranéen aride inférieur, si les caractéristiques édaphiques de l'écosystème n'ont pas une influence très significative sur le taux de survie, et par conséquent sur l'installation d'*A. saligna*, en raison des travaux d'entretien qui sont effectués jusqu'à l'âge de trois ans, elles ont, au contraire, une influence très marquée sur la croissance et la production de cette espèce. Les facteurs édaphiques discriminent, dans ce type de bioclimat, des niveaux de production différents.

Sous bioclimat méditerranéen saharien supérieur

La survie et l'installation d'*A. saligna* sont, dans ce type de bioclimat, conditionnées par les caractéristiques édaphiques des écosystèmes, et ceci contrairement au bioclimat méditerranéen aride inférieur. Les sols à substrat gypseux (Tableau VIII) sont les plus favorables à l'installation de cette espèce (54,3 % à 64,7%). Les substrats calcaires, même sous-solés, semblent être peu propices à l'installation d'*A. saligna* (16 % à 23%). Les faibles résultats de survie (29%), dans les basses et moyennes terrasses des oueds, semblent contraires à la logique ; l'échec de l'installation semble devoir être attribué à l'action anthropozoïque (coupe et pacage illicites) plutôt qu'aux conditions écologiques.

Tableau VIII. Survie et production d'*Acacia saligna* dans les écosystèmes de L'ouara. Comparaison par le test de Newman-Keuls

Taux de survie			Biomasse épigée de l'arbre de biovolume moyen		
Systèmes écologiques	Taux (%)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %	Systèmes écologiques	Moyenne annuelle (kg.M.S.)	Groupes de milieux homogènes à $\alpha = 5$ %
GG 4	64,7	A	BMT 3	3,3	A
GG 3	54,3	A	GG 3	1,8	B
BMT 3	29,0	B	GG 4	0,6	C
GC 10	23,3	B	GC 10	0,2	C
GC 9	16,0	C	GC 9	0,1	C

La croissance et la production d'*A. saligna* sont, en bioclimat méditerranéen saharien supérieur, très dépendantes des conditions écologiques. En effet, la production, dans l'écosystème potentiellement le plus favorable, n'est que de 3,3 kg.M.S. an^{-1} (Tableau IV). L'écosystème qui pourrait être considéré aussi potentiellement favorable, sol à couche meuble très épaisse (> 100 cm), ne permet qu'une production de 0,2 kg.M.S. an^{-1}. Dans ce dernier type d'écosystème, la biomasse épigée annuelle moyenne n'est pas

significativement différente de celle enregistrée sur le système à substrat calcaire ou gypseux, avec respectivement 0,6 et 0,1 kg.M.S. an^{-1} (Tableau VIII).

Ainsi, malgré les conditions édaphiques stationnelles très différentes, constatées entre les écosystèmes situés en bioclimat méditerranéen saharien supérieur, les différences observées au niveau des productions d'*A. saligna* (Tableau VIII) sont très minimes. Ceci peut s'expliquer par la forte contrainte imposée par les facteurs climatiques : faibles précipitations (0 à 100 mm. an^{-1}), température élevée (30 °C à 40 °C) et forte évapotranspiration (1 500 à 2 000 mm. an^{-1}).

Conclusion

L'imprévisibilité et la variabilité des pluies ainsi que la succession des années sèches sont, en Tunisie aride et désertique, les traits les plus marquants de l'aridité climatique. L'aridité édaphique vient, en général, accentuer le stress subi par les végétaux [31]. Ces conditions écologiques très sévères sont à l'origine de l'échec des espèces exotiques utilisées pour la réaffectation des parcours dégradés en Tunisie aride et désertique [13].

En bioclimat méditerranéen aride inférieur, la réussite et la survie des espèces exotiques sont le plus souvent sous la dépendance de circonstances climatiques favorables en phase d'installation et des conditions édaphiques propices lors des phases de croissance.

Sous le bioclimat méditerranéen saharien supérieur, ce sont les conditions climatiques qui conditionnent l'installation et la croissance des espèces exotiques. Dans ce dernier type de bioclimat, les facteurs climatiques deviennent prépondérants et les travaux de sauvegarde n'améliorent guère ni les conditions d'installation et de survie, ni les conditions d'une croissance et d'une production même moyenne.

En Tunisie aride et désertique, l'irrégularité des précipitations, leur caractère orageux, leur forte intensité et leur faible quantité exposent les arbustes fourragers exotiques utilisés dans la réaffectation des terres désertisées à des stress très dommageables. Le régime pluviométrique de type hivernal ou automnal, en outre, ne coïncide pas à la demande hydrique liée à la période de croissance d'espèces exotiques telles que *Acacia saligna, Prosopis juliflora* et *Parkinsonia aculeata* à croissance printanière ou estivale [13]. Celles-ci sont donc exposées à un stress hydrique qui pourrait durer 9 à 12 mois. an^{-1}.

Si les caractéristiques édaphiques du milieu et la position de la plantation sur la toposéquence générale peuvent accentuer ou atténuer l'aridité du milieu et par conséquent le stress subi par les végétaux, le stress physiologique entraîné par la présence des sels dans les sols peut être une autre cause de l'échec.

Les conditions écologiques sont, en Tunisie aride et désertique, loin d'être homogènes, comme nous venons de le voir. Si les conditions climatiques sont imposées, il existe par contre plus de possibilités dans le choix des types de sol à utiliser lors des actions de réaffectation. En effet, certains écosystèmes peuvent atténuer l'aridité par leurs caractéristiques édaphiques relativement favorables et par leur position sur la toposéquence qui leur permet l'accumulation des eaux et la diminution du ruissellement. Malheureusement, les terrains réservés aux plantations sylvo-pastorales (actions de réaffectation) sont, généralement, les glacis d'érosion (gypseux et/ou calcaire) et les terrains médiocres présentant un horizon induré très proche de la surface.

70,3 % de la superficie destinée à la réaffectation est constituée par des glacis [32]. Les situations géomorphologiques, potentiellement les plus favorables pour la survie et la production des arbustes fourragers (plaines, terrasses d'oued non salés, etc.), ne constituent que 24,5 % de la superficie destinée à la réaffectation [2]. Par ailleurs, si les situations géomorphologiques constituent une contrainte majeure pour les espèces fourragères exotiques, utilisées dans la réaffectation, l'épaisseur de la couche meuble peut par contre accentuer ou atténuer cette contrainte et par conséquent le stress. Ainsi, 61,9 % des sols utilisés dans la réaffectation ont une épaisseur de la couche meuble inférieure à 60 cm [2] et par conséquent inaptes à une production soutenue.

Si la création de nouveaux systèmes pastoraux productifs, à base d'arbustes fourragers exotiques, est possible en Tunisie aride, la reproduction de ces systèmes par resemis (régénération naturelle) est presque impossible. En effet, dans les écosystèmes étudiés, nous avons constaté que la régénération naturelle, par semence d'*A. saligna*, n'avait eu lieu que dans 4 cas ; aucun jeune semis n'a franchi la saison estivale [13]. Il semble ainsi que ces nouveaux écosystèmes créés artificiellement n'ont pas la faculté biologique d'autorégénération ; ils ne sont donc renouvelables et reproductibles que par une nouvelle intervention humaine. Ainsi ces nouveaux écosystèmes construits sont, d'une part, très fragiles du fait de leur faible résistance aux conditions écologiques du milieu et, d'autre part, coûteux puisque leur résilience est nulle et que de ce fait ils doivent être renouvelés chaque fois qu'ils disparaissent.

Aussi, pour une meilleure réussite de la réaffectation des terres désertisées en Tunisie aride et désertique, quatre impératifs doivent être pris en considération :

- une sélection très sévère du matériel végétal utilisé pour la réaffectation qui doit être : très résistant, performant, renouvelable naturellement et compatible avec la flore locale ;
- un choix judicieux du milieu écologique et principalement du milieu édaphique ;
- le développement de la technique de l'agro-sylvo-pastoralisme chez les agriculteurs et les éleveurs ; cette technique ne doit pas être réalisée uniquement sur les terrains les plus médiocres, comme elle l'est actuellement, sinon l'échec sera très important ;
- en Tunisie saharienne, où les précipitations sont faibles (< 100 mm. an^{-1}) et irrégulières, les températures très élevées (25 °C à 45 °C) et où l'évapotranspiration représente 10 à 20 fois les précipitations, il est déconseillé d'utiliser la technique de réaffectation. La restauration est, dans ces conditions de stress climatique, édaphique et physiologique, le moyen le plus efficace, même si la période nécessaire pour rétablir l'équilibre biologique du parcours risque d'être très longue.

Références

1. Aronson J., Floret Ch., Le Floc'h E., Ovalle C.R., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems arid and semi-arid. II : Case studies in southern Tunisia, central Chile and northern Cameroon. *Restoration Ecology* ; II :168-187.
2. Zaafouri M.S., Akrimi N., Floret Ch., Le Floc'h E., Pontanier R. (1995). Les plantations sylvo-pastorales en Tunisie présaharienne. État actuel des connaissances. *Sécheresse* (sous presse).
3. Le Floc'h E., Floret Ch. (1972). Désertification, dégradation et régénération de la végétation pastorale dans la Tunisie présaharienne. Symp. Désertisa. Gabès, Décembre 1972. FAO. Projet TUN/69/001.

4. Floret Ch., Le Floc'h E., Romane F., Pontanier R. (1981). Dynamique des systèmes écologiques de la zone aride. *Acta Oecologica* ; 2 : 195-214.
5. CCE (1988). Réhabilitation de la valeur des terres à pâturage et des zones affectées par l'érosion éolienne en Tunisie présaharienne. Rapport final, I.R.A, Médenine/CEFE.CNRS, Montpellier/ ORSTOM, Tunis (179 p).
6. Ben Dali F., Floret Ch., Le Floc'h E., Pontanier R. (1990). The dynamics of vegetation and sand mobility in arid regions of Tunisia. *Journal of Arid Environments* ; 18 : 21-31.
7. Chaïeb M., Floret Ch., Le Floc'h E., Pontanier R. (1990). Les graminées pérennes, un recours pour la réhabilitation des terres de parcours dégradées en zone aride tunisienne. *Ecologia Mediterranea* ; XVI, Vol. Jubilaire du Professeur P. Quézel : 415-425.
8. Chaïeb M., Floret Ch., Pontanier R. (1992). Réhabilitation d'écosystèmes pastoraux par réintroduction d'espèces locales de la zone aride tunisienne. Conséquences pour le semis des parcours. Actes IVe Congrès International Terres à Pâturage, Montpellier ; Vol. I : 259-261.
9. Le Floc'h E. (1990). Réhabilitation des terres à pâturage dégradées en zone aride (étude de cas : Tunisie présaharienne). Atelier Bicontinental Afrique/Amérique latine MAB-UNESCO. Bases écologiques du développement rural intégré et lutte contre la désertification en zones arides et semi-arides. Exposés et Etudes de cas d'Afrique. *Terra Arida* ; 7 : 241-263.
10. Neffati M., Akrimi N., Floret Ch., Le Floc'h E. (1992). Stratégies germinatives de quelques espèces pastorales de la zone aride tunisienne. Conséquences pour le semis des parcours. Actes du IVèeCongrès International Terres à Pâturages, Montpellier ; Vol. I : 281-284.
11. Aronson J., Floret Ch., Le Floc'h E, Ovalle C.R., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems of arid an semiarid. I : A view from the south. *Restoration Ecology* ; 1 (1) : 8-17.
12. Direction Générale des Forêts (1991). Situation des travaux d'amélioration pastorales par Gouvernorat, par Délégation, par périmètre et par espèce. Rapport annuel d'activité (35p).
13. Zaafouri M.S. (1993). Contraintes du milieu et réponses de quelques espèces arbustives exotiques introduites en Tunisie présaharienne. Thèse Doc. en Sciences, Université Aix-Marseille III (200p).
14. Long G. (1975). *Diagnostic et aménagement du territoire*. Tome II : Application au diagnostic phytoécologique. Masson et Cie, Paris (217 p).
15. N.A.S. (1980). *Firewood crops : scrub and species energy production*. National Academy of Sciences (234 p).
16. Garbaye J., Le Roy P., Le Tacon F., Levy G. (1970). Réflexion sur une méthode d'étude des relations entre facteurs écologiques et caractéristiques des peuplements. *Ann Sc Forest* ; 27 : 304-317.
17. Le Tacon F. (1973). Sol, nutrition et production ligneuse. *Ann Sc Forest.* ; 30 (3) : 259-285.
18. Evans F.C. (1956). Ecosystems as the basic unit. *Ecology Science* ; 123 :1127-1128.
19. Long G. (1974). *Diagnostic et aménagement du territoire*. Tome I : *Principes généraux et méthode*. Masson et Cie, Paris (256 p).
20. Tansley A.G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* ; 16 : 284-307.
21. Pardé J. (1961). *Dendrométrie*. Impr. Louis-Jean, Gap (350 p).
22. Bonneau M., Timbal J. (1973). Définition et cartographie des stations. Conceptions françaises et étrangères. *Ann Sci Forest* ; 30 (3) : 201-218.
23. FAO. (1982). Dispositifs expérimentaux pour les essais d'essence et des provenances : mise en place, évaluation. Document d'instruction de base II. Projet FAO sur les ressources génétiques des zones arides et semi-arides. FORM/9/1980 (20 p).
24. Descoings M.B. (1976). Approche des formations herbeuses tropicales par la structure de la végétation. Thèse Doct. U.S.T.L., Montpellier (220 p).

25. Feuillas D. (1979). Méthodes et techniques d'estimation de la biomasse épigée des formations arbustives et leurs applications au maquis corse dans la vallée du Fango. D.E.A. Ecol. Université Paris-sud (51 p).
26. Poissonet J., Toure I., Gillet H., Cabaret M. (1985). Aide mémoire : méthodologie pour l'étude des pâturages sahéliens. Dakar Form. Aménage. Pastoral Intégré au Sahel (27p).
27. Clément B., Touffet J. (1976). Biomasse végétale aérienne et productivité des landes des Monts d'Arée (Bretagne, France). *Oecol Plant* ; 11 (4) : 345-360.
28. Dagnelie Ph. (1975). *Théorie et méthodes statistiques. Applications agronomiques*. Vol. II : Les méthodes de l'inférence statistique. Edit. Press. Agron. Gembloux, A.S.B.L., Belgique (405 p).
29. Emberger L. (1955). Une classification biogéographique des climats. *Rev Trav Labor Bot Zool Fac Sc Montpellier, Serv Bot* ; 7 : 3-43.
30. Zaafouri M.S., Akrimi N., Pontanier R., Zemzemi J. (1992). Recherches des conditions écologiques optimales de réussite d'arbustes fourragers en zone aride tunisienne : cas d'*Acacia cyanophylla*. Actes du IVe Congrès International Terres Pâturages, Montpellier ; Vol. I : 244-247.
31. Floret, Ch., Pontanier R. (1984). Aridité climatique, aridité édaphique. *Bull Soc Bot Franç* ; (2/3/4) : 265-275.
32. Zaafouri M.S., Akrimi N., Floret Ch., Le Floc'h E., Loisel R., Pontanier R. (1995). Développement d'une méthode d'évaluation des performances des espèces arbustives fourragères. *Ecologia Mediterranea* ; (sous presse) (20 p).
33. Ben Dali F. (1987). Dynamique de la végétation et mobilité du sable en Jeffara tunisienne. Thèse Doct. en Sciences, U.S.T.L. Montpellier (243 p).

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 231-245.

14

Restauration et réhabilitation d'agroécosystèmes du *Secano interior* au Chili central

C. OVALLE [1], J. ARONSON [2], A. DEL POZO [1], J. AVENDAÑO [3]

1. *Estación Experimental Quilamapu, INIA, Casilla 426, Chillán, Chile*
2. *CNRS, CEFE L. Emberger, B.P. 5051, 34033 Montpellier Cedex, France*
3. *Estación Experimental Cauquenes, INIA, Casilla 165, Cauquenes, Chile*

Avant la Conquête, la végétation naturelle du Chili central était un matorral sclérophyle dense et diversifié, physionomiquement semblable aux garrigues, maquis, chaparral, fynbos, mallees, etc. des principales autres régions de climat méditerranéen [1, 2]. Quasiment inconnue, l'écologie du matorral chilien est d'ailleurs difficile à imaginer, étant donné le niveau général de dégradation des écosystèmes et de raréfaction des espèces.

Les secteurs concernés par ce travail sont les zones non irriguées de la cordillère côtière et de la vallée centrale, regroupées au Chili sous le vocable de *Secano interior*. Il s'agit d'environ 2 000 000 d'hectares, situés entre les 30° et 37° de latitude Sud, où vivent environ 300 000 habitants. Depuis quatre siècles environ, l'agriculture pluviale se pratique ici sans amendements suffisants [3].

Les systèmes traditionnels de céréaliculture et d'élevage ovin et bovin d'embouche subissent une crise aiguë depuis quelques décennies [3]. Cette crise est liée au déclin progressif de la productivité agricole, à la dégradation des milieux, mais également aux changements socio-économiques qui touchent actuellement l'ensemble du pays [4].

Dans le *Secano interior*, les céréales alternent avec des temps de jachère parfois très longs (2 à 5 ans, et parfois jusqu'à 20 ans), du fait de la faible fertilité des sols [5]. Pendant

les longues périodes de jachère, la formation végétale arbustive dite *espinal* se met progressivement en place. L'arbre dominant, *espino* (*Acacia caven* ; Leguminosae, Mimosoideae), rejette de souches et de nombreuses espèces annuelles envahissent peu à peu l'espace, jusqu'à la défriche suivante. Le très faible niveau de fertilisation des cultures ne compense pas l'appauvrissement progressif de la teneur du sol en macro- et micro-éléments. Il s'ensuit que la production pastorale et l'élevage perdent également progressivement de leur productivité et de leur rentabilité.

Dans d'autres régions de la zone isoclimatique méditerranéenne, la production animale moyenne, pour des pluviosités comparables [6-9], dépasse de 3 à 4 fois celle habituellement obtenue par les éleveurs du Chili central. L'*espinal*, formation végétale contenant une majorité d'espèces introduites et très banales [10-12] ne présente donc qu'une productivité très faible par rapport à la pluviométrie et au potentiel supposé de la région [3, 13].

On assiste actuellement à une expansion très rapide des plantations forestières dans le *Secano interior*, où environ 120 000 ha/an sont plantés en *Pinus radiata* et, surtout, en *Eucalyptus globulus*. Cette activité forestière, qui concerne plutôt les grands domaines que les petites propriétés, provoque une déstructuration rurale, dans un contexte où de nombreux petits propriétaires obtenaient un complément important de revenu en provenance des cultures réalisées en métayage dans les grands domaines [4].

Du point de vue écologique, il s'est produit au cours des derniers siècles une perte très importante de biodiversité au niveau des écosystèmes, des populations, des paysages et, certainement, de la région. La diminution de la productivité précédemment mentionnée est probablement corrélée à cette perte de biodiversité. Étant donné leur état actuel, la plupart des agroécosystèmes existants ne peuvent évoluer que vers une dégradation encore plus accrue. Il est en outre fort possible que la rapide conversion de terres agricoles, pour une production forestière, actuellement en cours, aura des conséquences très graves pour la structure et la fertilité des sols. Ces conséquences seront tout d'abord observables au niveau des taux d'érosion éolienne et hydrique.

Face à cette situation, notre programme vise à la restauration et/ou à la réhabilitation écologique et économique des agroécosystèmes traditionnels. Notre postulat de base est qu'une population rurale ancrée sur ses terres est un meilleur "acteur" écologique qu'une industrie lointaine, même si les revenus perçus par l'État sont moindres, du moins à court terme. Concrètement, nous nous proposons de tester l'hypothèse selon laquelle, au niveau de l'écosystème, la biodiversité sert à "colmater des fuites" d'énergie, d'eau et de nutriments [14, 15]. Quand, comme au Chili central, la biodiversité d'origine a été altérée, l'introduction (ou la réintroduction) d'espèces appartenant aux types biologiques "manquants", devrait aboutir à une amélioration de l'utilisation des ressources et, partant de là, à une augmentation de la productivité annuelle.

Le programme est centré sur les 7e et 8e régions administratives (environ 35°-37°S, de 600 à 800 mm de précipitations moyennes annuelles), où vivent environ 144 000 personnes sur 800 000 ha de terres non irriguées. La céréaliculture pluviale, l'élevage ovin et bovin d'embouche, et la viticulture pluviale traditionnelle sont les principales activités économiques. Notre stratégie est d'essayer de maintenir ces activités, tout en mettant en cause les méthodes et les matériaux génétiques avec lesquels elles sont pratiquées ainsi que leur localisation dans les paysages.

Nous adoptons la notion développée ailleurs [16-18] et selon laquelle la restauration, la réhabilitation et divers types de réaffectation peuvent co-exister, et devraient être poursuivis simultanément dans le cadre d'un programme à long terme dont l'objectif serait la réintégration de paysages fragmentés et déstructurés par des siècles de mauvais usages. De plus, sur un site donné, la restauration et la réhabilitation, ainsi que certaines réaffectations, peuvent se succéder pour créer de nombreuses trajectoires alternatives. En principe, on devrait pouvoir les "programmer" sur une durée de 25, 50 ou 100 ans, voire plus. Évidemment, la pleine participation des populations locales est essentielle pour la réussite d'un tel programme qui demande une définition claire des besoins actuels et éventuellement futurs. (Pour une discussion détaillée de la différence entre restauration et réhabilitation, voir [18]).

Le contenu du programme

Évaluation et cartographie des *espinales*

La première phase du projet, mise en place en 1980, a consisté en une évaluation des possibilités d'une meilleure utilisation de l'*espinal*, la formation végétale principale de la région chilienne sous climat méditerranéen [3], par une réorientation de la gestion des arbres et de la strate herbacée en vue d'une meilleure valorisation pastorale. L'hypothèse de travail était que, dans ce cas, l'arbre est susceptible de jouer un rôle très positif sur la productivité (et la stabilité ?) de tout agroécosystème, à l'exception cependant des plus intensifs.

Les premiers travaux ont consisté à tester cette hypothèse en étudiant l'impact de *Acacia caven* sur la composition, la production et la phénologie de la strate herbacée de l'*espinal* [13, 19]. Des études comparatives, de simulation de différents modes de gestion, ont été réalisées à la propriété Fundo "La Estrella", près de Cauquènes, sur un *espinal* remarquablement bien conservé et développé. Entre autres résultats, ces recherches ont montré (Tableau I) l'existence d'une forte corrélation entre le taux de couvert de la canopée d'*Acacia caven*, la production et la valeur pastorale de la phytomasse herbacée sous ce couvert. De fait, sous le couvert d'*Acacia caven*, la durée de croissance de la strate herbacée est rallongée d'environ 25 à 35 jours par rapport à ce qui se passe dans la zone hors couvert [3, 11, 13].

Après cette mise en évidence de l'intérêt potentiel de cet agroécosystème, nous avons entrepris d'évaluer l'état de conservation des *espinales* au niveau régional (Tableau II). Il s'agissait de connaître les usages habituels pour chaque type d'unité paysagère et d'effectuer le choix d'un site expérimental représentatif. C'est ainsi qu'une zone de 22 970 hectares a été étudiée [20]. Dans cette zone, 44 % de l'espace étaient occupés par des *espinales* ayant un recouvrement inférieur à 25%. De plus, 7 % des *espinales* étaient dominés par le "*Romerillo*" (*Baccharis linearis*), formation indicatrice de l'abandon prolongé de la céréaliculture et de toute autre activité agricole. Bien que les recherches antérieures [13] aient clairement indiqué que l'usage sylvo-pastoral de ces espaces était le plus productif pour la région, seulement 2 % des *espinales* étudiés dans la zone étaient suffisamment bien gérés pour que l'on puisse dire qu'un système sylvo-pastoral productif et stable avait été atteint.

Tableau I. Production de phytomasse (kg MS/ha) de la strate herbacée dans des *espinales* pour trois niveaux de recouvrement ligneux (Source : Ovalle *et al.*, 1984).

Recouvrement d'*Acacia caven*	Production de phytomasse de la strate herbacée (kg MS/ha/an)
30 % *Acacia caven*	**2,780**
Sous les arbres	3,605
Hors les arbres	2,422
50 % *Acacia caven*	**3,274**
Sous les arbres	3,580
Hors les arbres	3,007
80 % *Acacia caven*	**3,966**

Tableau II. Typologie des espinales de la région méditerranéenne sub-humide du Chili (Source : Ovalle *et al.*, non publié).

Type d'*espinal*	Recouvrement *Acacia caven* (%)	*Espinal de llano*	*Espinal de loma*	Total
Très clair	1 - 10	2	27	16
Clair	11 - 25	29	20	24
Peu dense	25 - 50	46	8	27
Dense	51 - 75	3	0,2	2
Très dense	> 75	0,15	—	0,1
"Romerillales" (*Baccharis linearis*)		—	8,4	4
"Matorral sclérophylle"		—	6,2	6
Autres				21

Restauration des *espinales*

Lorsque la gravité de la dégradation d'un écosystème (ou d'un agroécosystème) a entraîné le franchissement d'un ou plusieurs "seuils d'irréversibilité", la restauration n'est plus possible, au moins dans des délais compatibles avec les besoins des agriculteurs. Dans ces cas, seule une réhabilitation reste envisageable (ou l'abandon...) à partir du moment où des interventions relativement fortes peuvent être consenties au départ [16, 17]. Ces interventions fortes peuvent être définies comme constituant un "démarrage forcé" du processus de réhabilitation.

Par contre, dans la mesure où l'écosystème (ou l'agroécosystème) n'est pas trop sévèrement dégradé, une restauration peut être envisagée, au moins dans le cadre restreint d'une phase de la succession secondaire [18].

Environ 47 % de la superficie des fonds de vallée (*llanos*), soit 27 % du total de l'aire étudiée, sont occupés par des formations à *Acacia caven* ayant des couverts de 25 % à 50 % [20]. Ces formations sont susceptibles de bénéficier d'une restauration, tandis que les *espinales* de flancs de colline (*loma*), qui occupent l'autre moitié de la zone d'étude, nécessitent des interventions plus fortes, voir une réhabilitation.

Pour les *espinales* dégradés des *llanos*, des études relatives à l'intérêt de l'adoption d'un nouveau mode de gestion sylvicole de taillis clairsemés, qui sont les plus répandus, ont été menées afin de savoir si la reconstitution d'un couvert ligneux plus favorable au développement de la strate herbacée y reste possible. Pour répondre à cette question, deux méthodes de gestion ont été comparées :

- le taillis, ainsi qu'il est habituellement pratiqué dans la région ;
- la futaie sur souche, afin d'induire une croissance plus rapide.

Notre hypothèse était que le traitement en futaie, avec une seule tige sélectionnée par souche, entraînerait une reconstruction plus rapide de la structure arborescente. Dix années de mesure ont confirmé le bien-fondé de l'hypothèse de départ. Ainsi la sélection du brin dominant permet une croissance en hauteur et en diamètre du tronc significativement plus élevée que dans le taillis traditionnel. Il n'en demeure pas moins (Figure 1) que la croissance de ces futaies d'*Acacia caven* sur souche est très lente. De nouveaux éléments seront nécessaires, qui impliquent des introductions de nouvelles espèces, ou des réintroductions d'espèces indigènes plus ou moins disparues au cours des derniers siècles.

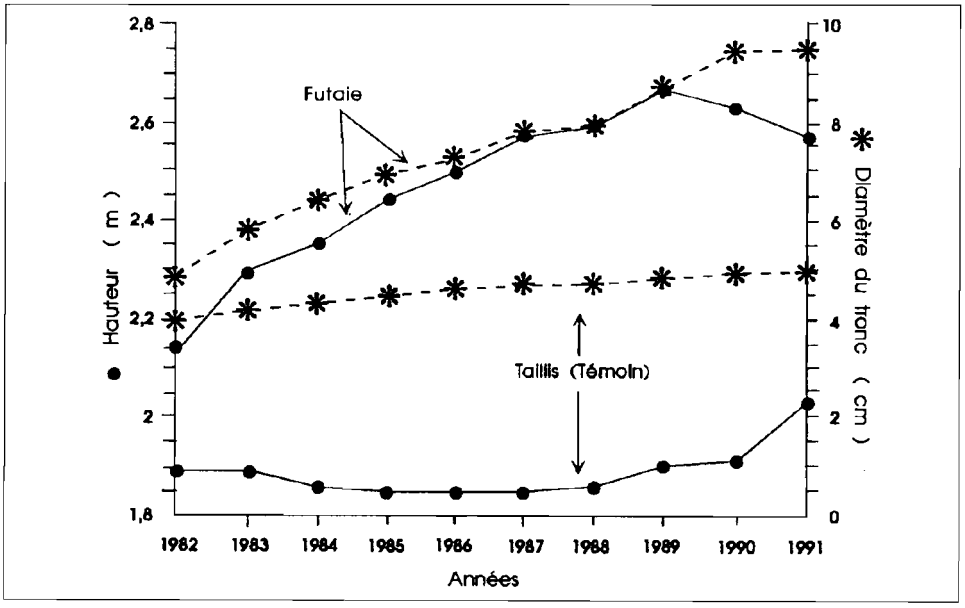


Figure 1. Évolution temporelle de la croissance en hauteur de plantes d'*Acacia caven*, soumises à deux traitements sylvicoles : Témoin (x-x-x-x-x) = taillis ; et futaie sur souche (les autres lignes). (Source : Ovalle et Avendaño, 1992 ; données non publiées.)

Réhabilitation d'*espinales* dégradés

Enrichissement de la strate ligneuse

Pour la très grande majorité des *espinales*, les interventions nécessaires dépassent la simple remise en cause de la méthode traditionnelle de gestion sylvicole. Sur le plan technique, les interventions initiées sont essentiellement destinées à enrichir les strates ligneuse et herbacée, ainsi que la microflore et la microfaune du sol [3, 21, 22]. L'introduction de nouvelles espèces d'arbres, à croissance plus rapide que celle d'*Acacia caven*, et à usages multiples, ainsi que la domestication des éléments les plus prometteurs de la flore locale, sont les deux volets d'un programme expérimental mis en route en 1987. Dans ce but, nous avons opté pour l'introduction de légumineuses ligneuses fixatrices d'azote, et de rhizobactéries assorties, afin de viser à l'amélioration globale de la fertilité des sols et de l'agroécosystème par des apports d'azote et de matière organique à court ou à long terme [4, 21].

Le Tableau III rapporte, pour 25 espèces, les données de hauteur moyenne d'individus de 4 ans, pour 2 sites de plantation situés près de Cauquènes (climat méditerranéen subhumide). A quatre ans, 7 espèces au moins montrent déjà un intérêt évident pour leur incorporation expérimentale dans des systèmes sylvo-pastoraux ou agroforestiers. Les espèces ayant présenté à la fois la plus forte croissance et un taux de survie élevé sont *Chamaecytisus proliferus* subsp. *palmensis*, *Acacia saligna* et *Acacia decurrens*. Les "*algarrobos*" (*Prosopis alba, P.flexuosa* et *P. affinis*) et *Gleditsia triacanthos* ont montré un taux de survie acceptable mais un taux de croissance relativement faible (de 30 à 60 cm de hauteur en 4 ans). Cet essai a également mis en évidence l'inadaptation, pour la région considérée, étant donné la fréquence des gelées, d'un groupe important d'espèces à usages multiples très réputées ailleurs. Il s'agit d'*Acacia senegal, A. berlandieri, A. angustissima, Faidherbia albida, Enterolobium contortisiliquum* et *Caesalpinia paraguariensis*. Les études se poursuivent et concerneront progressivement d'autres introductions. La recherche de souches de *Rhizobium* performantes et compatibles avec les différentes espèces d'arbres est également en cours.

Des mesures de production et de fixation d'azote ont été réalisées pour les espèces qui, à Cauquènes, dans le *Secano interior*, sont considérées parmi les plus prometteuses : *Acacia caven, Tagasaste, Prosopis chilensis* et *Prosopis alba* (ces deux dernières espèces ont été retenues, malgré leurs faibles taux de croissance pendant les deux premières années, à cause de leur supposée adaptabilité et utilité à long terme dans le *Secano interior*). *Fraxinus excelsior* et *Schinus polygamus* ont été retenus comme arbres non-fixateurs de référence. Les arbres ont, dans cet essai, reçu un apport de sulfate d'ammonium enrichi au ^{15}N (10 % d'atome excès) à la dose de 18 kg d' N/ha. Chez *Tagasaste*, le poids sec des nodules était environ le double de celui mesuré chez *Acacia caven*. Les nodosités étaient majoritairement superficielles (0-40 cm), alors que celles d'*Acacia caven* se trouvaient entre 40 et 100 cm (Tableau IV).

Après deux ans, la quantité d'azote accumulée par les plantes était de 10 à 30 fois plus élevée chez *Tagasaste* que chez les trois autres légumineuses. Les 4 légumineuses tirent plus de 70 % de leur azote de la fixation à partir de l'atmosphère. Sur la base d'une densité réaliste de 1 666 arbres à l'hectare, la quantité moyenne d'azote fixée par *Tagasaste* serait de 73,8 kg/ha/an, soit environ 8 fois plus que par *Acacia caven* (Tableau IV).

Tableau III. Hauteur moyenne des individus (m) et taux de survie (%) d'arbres de quatre ans, plantés dans des collines (*Espinal de loma*) et dans les fonds de vallée (*Espinal de llano*) à Cauquènes (Source: Aronson *et al.*, sous presse)

Espèce		*Espinal* de colline		*Espinal* de fond de vallée	
		Hauteur (m)	Survie (%)	Hauteur (m)	Survie (%)
LÉGUMINEUSES					
Chamaecytisus proliferus var *palmensis*		2,26	96,4		0
Acacia decurrens		3,46	75,6	3,66	2,9
A. caven	Entre Rios	1,14	100		
	Brasil	0,83	60,7		
	San Jorge	0,81	100		
	Paraguay	0,59	57,1		
	Cordoba	0,42	100		
A. saligna		0,98	39,3		
A. minuta		0,84	100	0,43	93,5
A. aneura		0,69	85,7		
A. visco		0,58	71,4		
A. angustissima		0,46	82,1	0,21	38,7
A. berlandieri		0,32	75		
A. atramentaria		0,30	82,1		
A. farnesiana		0,29	78,6		
A. aroma		0,25	92,9		
A. lepthophyllus		0,19	42,9		
Faidherbia albida		0,15	10,7		
Prosopis alba		0,61	89,3	0,18	6,5
P. chilensis		0,43	46,4		
P. affinis		0,42	71,4	0,23	22,6
P. flexuosa		0,35	92,9		
Colutea arborescens		0,55	82,1		
Gleditsia triacanthos		0,53	92,9	0,24	22,6
Psoralea bituminosa		0,42	25		
Enterolobium contortisiliqum		0,42	17,9		
Caesalpinia paraquariensis		0,32	42,9	0,27	9,7
NON-LÉGUMINEUSES					
Fraxinus excelsior		0,63	89,3	0,43	87,1
Quercus suber		0,45	100	0,16	61,3

Tableau IV. Poids des nodules, azote total et azote fixé chez quatre légumineuses arborescentes à Cauquènes. (D'après [24].)

Espèce	Poids des nodules (g/plante)	Azote total (g/plante)	Azote fixé (%)[1]	(Kg/ha)[2]
Prosopis chilensis	1,78	1,69	70,0	1,5
Prosopis alba	3,95	2,10	52,2	1,4
Acacia caven	9,61	6,37	85,6	8,6
Tagasaste	18,61	58,31	84,3	73,8

1 : % de l'azote total
2 : Base pour une densité de plantation de 1 666 arbres/ha

Tagasaste a montré une croissance plus rapide que les autres arbres fixateurs et non-fixateurs [23]. En moyenne, les individus de *Tagasaste* ont atteint un hauteur de 3,15 m et un diamètre du tronc de 5,4 cm. La production de phytomasse de cette espèce fut au moins de dix fois supérieure à celle de toutes les autres espèces. Par contre, la profondeur d'enracinement de *Tagasaste* n'a pas été significativement différente de celle des autres espèces.

Jusqu'à présent, il n'a été possible d'effectuer des mesures, destructives, de production que pour *Chamaecytisus proliferus* subsp. *palmensis* (*Tagasaste*) (Figure 2). Pour les différents sites, la production consommable a varié de 5 000 à 2 500 kg MS/ha/an [24]. La production la plus faible a été obtenue dans les sites aux conditions hydriques les plus restrictives ; de façon générale, les rendements sont cohérents avec ceux obtenus ailleurs [25, 26].

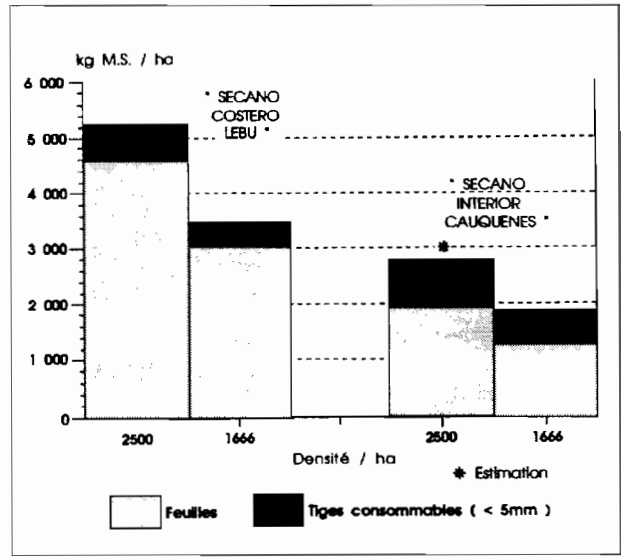


Figure 2. Production de phytomasse comestible de *Tagasaste* dans deux zones agroécologiques de la région méditerranéenne du Chili. (Source : Ovalle, Avendaño, et Aronson 1994 ; données non publiées.)

Enrichissement de la strate herbacée

L'utilisation de systèmes en rotation, du type *ley-farming* [7, 27], et le réensemensement de pâturages avec des légumineuses annuelles sont aussi proposés pour obtenir des niveaux de productivité plus élevés dans le *Secano interior*. Le *ley-farming* se fonde sur la culture céréalière pluviale en rotation avec des légumineuses annuelles d'auto-réensemensement, (divers *Medicago* annuels, les trèfles souterrains, etc.).

Medicago polymorpha (*Hualputra*, au Chili) est une légumineuse annuelle naturalisée dans la région du *Secano interior* [28-32]. Très répandue, elle est très appréciée par les éleveurs. En Australie de l'ouest, elle est aussi utilisée sur des sols acides et dans des zones à pluviosité comparable à celles du Chili central [33].

A partir de 1989, des collectes de populations naturalisées de *Medicago polymorpha* ont été réalisées dans l'ensemble de la région méditerranéenne chilienne. Nous disposons désormais de semences collectées dans 59 populations "naturelles" réparties le long d'un gradient Nord-Sud entre La Serena (30°S et 150 mm de précipitations annuelles) et Témuco (39°S et 1 200 mm de précipitations annuelles). Ces 59 provenances ont été semées en 1990 à Cauquènes (35°S, 690 mm de précipitations annuelles) dans des conditions homogènes afin de caractériser comparativement leur phénologie et leur productivité.

Pour cet ensemble de populations, la précocité (délai entre émergence et floraison) a varié de 82 à 129 jours avec une corrélation positive ($r^2 = 0,79$; $P < 0,01$) entre la latitude du site de collecte et le nombre de jours jusqu'à la floraison (Tableau V, Figure 3). Une floraison précoce est un facteur-clef pour la persistance du pâturage, étant donné les difficultés imposées par la longue et sévère période de sécheresse estivale.

La différenciation écotypique est donc très nette pour les caractéristiques phénologiques. Cette différenciation très rapide au Chili pourra être utilisée pour la sélection de variétés chiliennes de *hualputra* adaptées aux différentes conditions du pays.

Tableau V. Moyenne et amplitude de variation de huit caractéristiques importantes de 36 accessions chiliennes de *Medicago polymorpha* (D'après [32].)

Caractéristiques	Gousses sans épines		Gousses épinées	
	Moyenne	Rang	Moyenne	Rang
Floraison	103	82-126	114	95-127
Vigueur hivernale [a]	3,5	2,0-5,0	2,3	1,0-5,1
Matière sèche (g/m^2)	332	136-507	437	360-531
Production de semences (g/m^2)	140	94-189	146	86-194
Graines dures [b]	95,7	87,4-99,2	91,7	76,1-97,7
N° graines/gousse	5,3	4,1-6,4	5,1	3,7-5,9
Poids de 100 gousses (g)	4,6	3,1-6,3	5,0	3,4-7,0
Poids de 1 000 graines (g)	3,7	2,9-5,4	3,3	2,6-3,9

a : Résistance au gel - 1 à 5.
b : Echantillonage en mi-automne un an après la production de graines.

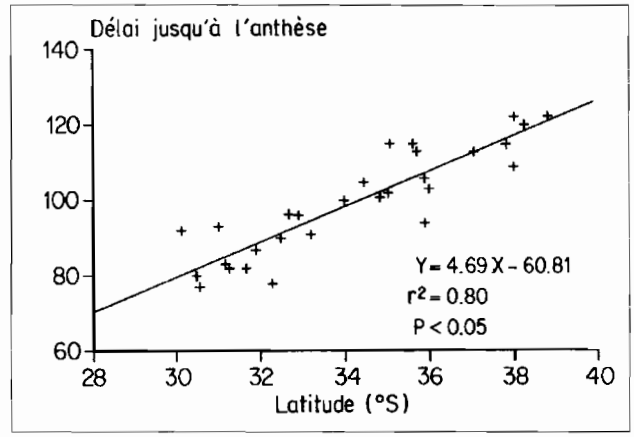


Figure 3. Relation entre la précocité des différentes provenances de *Medicago polymorpha* et la latitude du site de collecte. (D'après [32].)

En complément, la recherche se poursuit afin de déterminer les souches de *Rhizobium* les plus efficaces pour assurer une nodulation et une fixation optimales dans les sols très dégradés de la région. Les résultats des mesures de production de biomasse d'individus de *Medicago polymorpha* inoculés, à partir de 33 isolats de rhizobiums locaux et poussant dans un jardin expérimental [31] montrent que les souches les plus efficaces sont celles de Combarbalá et de Chañaral alto (200 km au nord de Santiago) ainsi que celles de Santa Dolores (près de Cauquènes).

Un travail similaire a été entrepris avec le trèfle souterrain (*Trifolium subterraneum*), pour lequel 22 provenances originaires d'Australie, d'Espagne et du Portugal ont été testées. L'objectif était de sélectionner celles à floraison précoce et à taux élevé de "semences dures" afin qu'elles puissent être utilisées dans des conditions édaphiques spécifiques. Dans les conditions de l'expérimentation, la durée écoulée entre émergence et floraison a varié de 105 à 167 jours (Tableau VI). Une grande variabilité a également été observée en ce qui concerne la production de phytomasse des tiges et feuilles, mais aussi des graines (poids des gousses et graines), parmi les différentes provenances étudiées. L'importance de ces résultats, mettant en évidence l'existence de cultivars très précoces et à taux élevés de semences dures, est grande quand on sait que les introductions antérieures se sont toutes soldées par des échecs à cause de la mauvaise adaptation de cultivars trop tardifs pour les conditions hydriques et édaphiques de la région.

Intégration du système *ley-farming* au *Secano interior*

Un essai pour tester la faisabilité du système *ley-farming* dans les conditions de la région a été conduit sur 4 hectares d'un pâturage de *Medicago polymorpha* (domaine de Santa Dolores près de Cauquénes). Sur une rotation de 4 ans (une année de blé ; trois années de *Medicago*), la production annuelle du pâturage a varié entre 4,6 et 7,8 tonnes MS/ha/an ; 2,0 et 11,0 tonnes MS/ha/an ; et 4,2 et 8,6 tonnes MS/ha/an, respectivement pour la 1e, 2e et 3e année après culture. Durant le même temps, la production de blé sur les quatre années variait de 2,2 à 4,4 tonnes MS/ha dans un contexte régional où la production moyenne est de 1 à 1,2 tonnes MS/ha. Les brebis pâturant les medicagos annuels

ont présenté des accroissements de poids vif de 150 à 350 kg/ha pour des périodes de pâturage allant de 120 à 180 jours, selon l'année.

Le sursemis de *Medicago polymorpha* a induit des accroissements importants de teneur du sol en matière organique, N, P et K [30]. Sur le Tableau VII, nous rapportons les taux d'azote et les teneurs en matière organique du sol dans des pâturages de *M. polymorpha* de différents âges après la culture du blé. Ces résultats concordent avec ceux déjà publiés en Australie de l'ouest [27], et au Chili [34].

Tableau VI. Moyennes et amplitude de variation de huit caractéristiques de 22 accessions de trèfle souterrain. Cauquènes 1990 (Source : Del Pozo and Ovalle 1994, données non publiées)

Trait	Moyenne	Rang
Délai émergence-floraison	151	105-167
Résistance au gel [a]	3,5	1-5
Matière sèche (g/m^2)	559	129-857
Production de semences (g/m^2)	60	4-162
Semences dures (%) [b]	61,3	38,5-91,4
N° graines/gousse	3,7	3,0-4,5
Poids de 100 gousses (g)	7,1	3,8-9,7
Poids de 1000 graines (g)	6,2	3,5-10,3

a : Résistance au gel - rang de 1 à 5
b : Echantillonage un an après la production de graines

Tableau VII. Azote minéralisable (après incubation de 14 jours) et matière organique du sol dans des pâturages de medicago de différents âges après céréales (blé), par rapport à un pâturage naturel dégradé sans légumineuse (D'après [30].)

Pâturage	Azote ppm	M.O. %
Naturel	20	0,9
Medicago 1 an	46	1,3
Medicago 2 ans	50	1,6
Medicago 3 ans	106	1,5

Restauration du matorral

Jusqu'à présent, aucune véritable restauration *sensu stricto* des écosystèmes du Chili central n'a été entreprise, et aucune demande sociale n'existe pour une telle démarche. Il subsiste cependant de nombreux petits vestiges de matorral, surtout dans des sites peu

accessibles aux bucherons et au bétail, ou bien encore dans certains secteurs épargnés des grandes propriétés. Des études sont actuellement entamées sur ces zones dont la valeur patrimoniale commence à être prise en compte. Ceci pourra éventuellement se traduire par une nouvelle politique de conservation et, dans certains cas, de restauration et de réintégration des paysages. Nous espérons pouvoir contribuer par nos travaux à une meilleure connaissance de l'importance écologique et évolutive de ces fragments d'écosystèmes indigènes.

Conclusions

Il ressort de nos études que seuls 25 % environ des *espinales* du *Secano interior* peuvent être aisément restaurés pour aboutir, par cette voie, à un système sylvo-pastoral productif et stable, à condition bien entendu d'adopter, pour la suite, des normes de gestion améliorées (protection, gestion sylvicole, éclaircies, etc.). Par contre, l'état de dégradation avancée, et notamment le très faible couvert végétal des trois quarts des peuplements rend très improbable de pouvoir y appliquer avec succès cette voie d'amélioration. Des interventions fortes s'avèreront alors nécessaires, passant en particulier par l'enrichissement des *espinales* par des réintroductions ou des introductions de nouvelles espèces végétales (réhabilitation).

L'introduction d'espèces ligneuses comme le *Tagasaste*, doté d'un potentiel de fixation d'azote très élevé, et d'une haute production de phytomasse consommable, semble très prometteuse pour des projets de réhabilitation. Cette espèce améliore à la fois beaucoup plus rapidement que les autres espèces testées la fertilité du sol, mais aussi la rentabilité de l'élevage, même à court terme. Au niveau de sa gestion, l'utilisation pastorale de cette espèce devra avoir comme premier objectif de combler les lacunes hivernales et automnales du calendrier fourrager des systèmes de production animale [4, 24]. Le potentiel à long terme d'autres arbres, légumineuses ou non (*Prosopis alba, Fraxinus exelsior, Quercus suber*, etc.), ne doit cependant pas être négligé. C'est en fait une combinaison d'espèces à cycles de vie et à stratégies d'exploitation des ressources complémentaires qui devrait permettre d'augmenter la diversité et la stabilité de ces agroécosystèmes, selon l'hypothèse, mentionnée au départ, du "colmatage des fuites" d'énergie, d'eau et de nutriments. La sélection de souches de *Rhizobium* (et de mycorhizes) semble également essentielle pour optimiser la performance des légumineuses fixatrices d'azote.

D'autre part, l'amélioration de la strate herbacée par le sursemis de légumineuses annuelles, et par la modification des rotations afin de tendre vers un modèle type *ley-farming*, est une stratégie importante dans le but d'améliorer la productivité agricole et la fertilité des sols du *Secano interior* (M. Ewing, communication personnelle). Le succès préliminaire de l'introduction et de la sélection de medicagos annuels et de *Rhizobium* assortis laissent espérer des avances rapides dans ce domaine [4].

Il reste cependant à répondre à la question de savoir si au Chili le *ley-farming* constitue une étape préliminaire de la réhabilitation ou bien une réaffectation définitive ? En fait, les deux options sont ouvertes ; tout dépendra du contexte précis dans lequel il est inséré et aussi des résultats des premières années de la mise en place du système dans chaque site.

En résumé, quelques propositions ont été faites et les outils nécessaires à leur mise en œuvre ont été élaborés (nouvelles espèces ligneuses et herbacées, nouveaux types de rotation et de gestion d'agroécosystèmes, etc.), pour permettre de rompre le cercle vicieux de la dégradation des ressources (ou de "succession régressive"). Il s'agit d'initier un cheminement pour une amélioration progressive des performances des agroécosystèmes, basée sur la productivité et la diversité biologique et écologique de ces milieux.

Dans le futur immédiat, il nous faudra mettre en place des expérimentations de ces nouveaux systèmes afin d'en mesurer l'impact et l'applicabilité dans les différentes unités paysagères. En même temps, il importe de poursuivre la diversification (végétale et animale) de ces écosystèmes et, partant de là, la diversification des usages et des produits dont la gamme s'est appauvrie avec la dégradation des milieux. Ainsi, d'autres productions animales (ovin à lait pour la production de fromage, alpagas pour la production de laine, etc.) et végétales peuvent être expérimentées.

Dans le cas du *Secano interior,* la réhabilitation écologique passera par la réhabilitation économique des agroécosystèmes, ce qui nécessite de nouvelles alternatives de production pour que les agriculteurs puissent s'insérer dans de nouveaux marchés nationaux ou autres. La réintégration des paysages fragmentés et déstructurés, par des siècles de mauvais usages, demandera, cependant, rien de moins qu'une nouvelle vision du futur. Là encore, la pleine participation des populations locales est essentielle au succès de ce programme de longue haleine.

Références

1. Gastó J. (1979). *Ecología. El hombre y la transformación de la naturaleza.* Ed. Universitaria. Santiago (573 p).
2. Di Castri F., Goodall D.W., Specht R.L. (1981). *Mediterranean-type shrublands.* UNESCO, Elsevier, Amsterdam.
3. Ovalle C., Aronson J., Del Pozo A., Avendaño J. (1990). The espinal : agroforestry systems of the mediterranean-type climate region of Chile. *Agroforestry Systems* ; 10 : 213-239.
4. Ovalle C., Aronson J., Avendaño J., Del Pozo A., Lavin A. (1995). Rehabilatation of degraded ecosystems and outmoded farming systems in central Chile. I. Historical overview and early results with the annual legume, *Medicago polymorpha. Agriculture, Ecosystems and Environment* ; sous presse.
5. Aronson J., Ovalle C., Avendaño J., Del Pozo A., Lavin A. (1995). Rehabilitation of degraded ecosystems and outmoded farming systems in central Chile. II. Tagasaste, multipurpose trees and alternative futures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* ; sous presse.
6. Cocks P.S., Mathison J.M., Crawford E.J. (1980). From wildplants to pasture cultivars : annual medics and subterranean clover in southern Australia. In : Summerfield R.J., Bunting A.H., eds. *Advances in legume science.* Royal Botanic Gardens, Kew : 569-596.
7. Puckridge D.W., French, R.J. (1983). The annual legume pasture in cereal-ley farming systems of southern Australia : a review. *Agriculture, Ecosystems and Environments* ; 9 : 229-267.
8. Chatterton B., Chatterton L. (1984). Alleviating land degradation and increasing cereal and livestock production in North Africa and the Middle East using annual medicago pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environments* ; 11 : 117-129.
9. Crespo D. (1985). Intensification of sheep production under grazing on marginal lands of the Mediterranean region. EEC/FAO Symposium, Geneva, Switzerland (18 p).

10. Bahre C. (1979). *Destruction of the vegetation in northern central Chile*. University of California, Berkeley (117 p).
11. Balduzzi A., Tomaselli R., Serey I., Villaseñor R. 1(981). Degradation of the mediterranean type of vegetation in central Chile. *Ecol Médit* ; 7 : 223-240.
12. Fuentes E.R., Aviles R., Seguro A. (1990). The natural vegetation of a heavily man-transformed landscape : the savanna of central Chile. *Interciencia* ; 15 : 293-295.
13. Ovalle C. (1986). Étude du système écologique sylvo-pastoral à *Acacia caven* (Mol.) Hook. et Arn. : applications à la gestion des ressources renouvelables dans l'aire climatique méditerranéenne du Chili. Thèse de Doct. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France.
14. Lamont B. (1982). Mechanisms for enhancing nutrient uptake in plants, with particular reference to Mediterranean South Africa and Western Australia. *Bot Rev* ; 48 : 597-689.
15 Main A.R. (1981). Ecosystem theory and management. *J Roy Soc West Aust* ; 64 : 1-4.
16. Aronson J., Le Floc'h E., Floret C., Ovalle C. , Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions. I. A view from the South. *Restoration Ecol* ; 1 (1) : 8-17
17. Aronson J., Le Floc'h E., Floret C., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions. II. Case studies in southern Tunisia, central Chile and northern Cameroon. *Restoration Ecol* ; 1 (3) : 168-187.
18. Le Floc'h E., Neffati M., Chaieb M., Floret C., Pontanier R. Chapitre 9 dans ce volume.
19. Ovalle C., Avendaño J. (1987). Interactions de la strate ligneuse avec la strate herbacée dans les formations d'*Acacia caven* (Mol.) Hook. et Arn. au Chili. *Oecologia Plantarum* ; 8 : 385-404.
20. Ovalle C., Avendaño J., Aronson J., Del Pozo A. Espinales of subhumid central Chile. I. Cartography of land occupation. *J Vegetation Science* ; soumis.
21. Ovalle C., Aronson J., Avendaño J., Meneses R., Moreno R., Villaflor L. (1991). Dryland fodder legume trees, shrubs and associated rhizobacteria for central Chile. Establishment and preliminary field evaluation. Proc. IVth International Rangeland Congress. Montpellier, France : 401-404.
22. Aronson J., Ovalle C., Avendaño J. (1991). Early growth rate and nitrogen fixation potential in 44 legume species grown in two soil types in central Chile. *Forest Ecol Managem* ; 47 : 225-244.
23. Ovalle C. (1993). The use of isotopes in studies on the management of nitrogen-fixing trees. Management and quantification of nitrogen fixation in four leguminous trees with agroforestry potential for central Chile. Second annual report to FAO/AIEA Co-ordinated Research Project N°. 6104/RB. INIA, Chillán, Chile.
24. Ovalle C., Aronson J., Avendaño J., Alvarez, H. (1993). Tagasaste (*Chamaecytisus proliferus* subsp. *palmensis*), un árbol forrajero leguminoso con potencial para sistemas agrosilvo-pastorales en Chile mediterráneo. *Agricultura Técnica* (Chile) ; 53 : 264-271.
25. Snook L.C. (1982). Tagasaste (Tree Lucerne), *Chamaecytisus palmensis*, a shrub with high potential as a productive fodder crop. *Journal of the Australian Institute of Agricultural Science* (209 p).
26. Snook L.C. (1989). Tagasaste (Tree Lucerne), *Chamaecytisus palmensis*, a browse shrub which will increase production from grazing animals. *Animal Production in Australia* ; 15 : 589-592.
27. Reeves T.G., Ewing, M.A. (1993). Is ley farming in Mediterranean zones just a passing phase ? Proc. XVII Intern. Grassland Cong., Palmerston North, New Zealand : 2169-2178.
28. Del Pozo A., Ovalle C., Avendaño J. (1989). Los medicagos anuales en Chile. I. Comparación con Australia. *Agricultura Técnica* (Chile) ; 49 : 260-267.

29. Del Pozo A., Ovalle C., Avendaño J., Del Canto P. (1989). Adaptation of Medicago polymorpha to the subhumid mediterranean zone of Chile. Proc. XVI International Grassland Congress, Nice , France : 1539-1540.
30. Del Pozo A., Rodriguez N., Carmen Lobos S. (1989). Nutrientes que limitan el crecimiento de medicagos anuales en el secano interior de la zona mediterranea subhumeda. *Agricultura Técnica* (Chile) ; 49 : 36-40.
31. Avendaño J., Del Pozo A., Ovalle C. (1993). Hardseededness under field conditions of *Medicago polymorpha* in the sub-humid Mediterranean zone of Chile. Proc. 17th International Grasslands Congress, Palmerston North, New Zealand : 2205-2206.
32. Ovalle C., Avendaño J., Del Pozo A., Crespo D. (1993). Germplasm collection, description and selection of naturalized *Medicago polymorpha* in the Mediterranean zone of Chile. Proc. 17th International Grasslands Congress. Palmerston North, New Zealand : 222-223.
33. Ewing M.A., Howieson J.G. (1989). The development of *Medicago polymorpha* L. as an important pasture species for southern Australia. Proc. XVI International Grasslands Congress, Nice, France : 197-198.
34. Longeri L., Figueroa R., Celis A. (1988). Fijación simbiotico de N en Hualputras (Medicago spp.). Resumenes XIII Reunión Anual Soc. Chilena Producción Animal. Est. Exp. Remehue. Trabajo 5 (17 p).

SECTION III

Les tentatives de restauration et de réhabilitation par démarche globale

Depuis une ou deux décennies, les entreprises visant à appréhender globalement la réhabilitation des systèmes écologiques ou agrosystèmes dégradés de la zone aride se font de plus en plus nombreuses. Certaines ont été couronnées de succès, d'autres n'ont pas toujours eu des résultats durables en raison de l'absence ou de l'insuffisance de prise en considération des véritables acteurs et bénéficiaires de la restauration et de la réhabilitation.

Les contributions de cette section concernent des études de cas réalisées dans des situations écorégionales très contrastées, où les usages des ressources naturelles sont très variés.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 249-265.

15

Le *zaï*, une technique traditionnelle africaine de réhabilitation des terres dégradées de la région soudano-sahélienne (Burkina Faso)

E. ROOSE [1], V. KABORE [1], C. GUENAT [2]

1. *ORSTOM, BP 5045, 34032 Montpellier Cedex 1, France*
2. *Laboratoire de Pédologie, IATE, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse*

La lutte contre la dégradation des sols et la réhabilitation de leur couverture végétale représente un enjeu capital pour les populations du Sahel. Elle se traduit depuis plusieurs décennies par le déploiement de projets de conservation des eaux et des sols dans l'ensemble de la région soudano-sahélienne. La plupart de ces projets se sont développés sur la base de solutions importées, sans grande considération des réalités régionales, et parfois même au mépris des "savoir-faire" des populations locales. Or, l'introduction de ces "recettes", importées le plus souvent des pays tempérés industrialisés, se heurte non seulement à des difficultés techniques d'adaptation, mais aussi à des obstacles culturels et économiques qui conduisent, à plus ou moins long terme, au rejet des méthodes classiques de conservation des sols (CES et DRS).

Face à une telle situation, confirmée par plusieurs études [1-3], certaines techniques ancestrales pourraient représenter, dans le domaine de la gestion conservatoire des eaux et des sols, une alternative, dans la mesure toutefois où ces pratiques sont analysées scien-

tifiquement, améliorées et réactualisées en fonction de l'évolution démographique et socio-économique des régions semi-arides.

Il en est ainsi du *zaï*, forme particulière de culture en poquets dans des micro-bassins, dont l'application aux *zipellés*, surfaces pédologiques encroûtées fortement dégradées, pourrait constituer une solution simple de restauration de la productivité des terres dégradées et de réhabilitation agroforestière de leur couverture végétale dans la zone soudano-sahélienne.

Nos travaux de recherches portent sur cette technique de culture traditionnelle réapparue au Yatenga dans les années 1980 à la suite des périodes de sécheresse connues dans l'ensemble du Sahel. Dans cette communication, nous présentons d'abord les causes de la dégradation des sols cultivés et les six règles à respecter pour restaurer leur productivité. Ensuite, nous décrivons la technique complexe du *zaï* telle qu'elle nous est apparue lors des enquêtes et des observations de terrain. Enfin, nous donnons les résultats de deux expérimentations agronomiques visant à tester l'efficacité des composantes de cette pratique sur l'amélioration de la productivité des terres dégradées.

Les causes de la dégradation des sols

Sur la Figure 1, on peut constater la nature profonde de la dégradation des terres cultivées : il s'agit du déséquilibre du bilan des matières organiques et minérales, induit par le défrichement et les travaux culturaux et accéléré par le ruissellement, l'érosion et la lixiviation par les eaux de drainage.

La culture entraîne nécessairement une simplification de l'écosystème, une réduction de production de la biomasse, en particulier des litières et, par conséquent, la réduction du taux de matières humiques du sol, des activités biologiques de la mésofaune et de la structure des horizons superficiels. Il s'ensuit une augmentation des risques de ruissellement, d'érosion et de lixiviation des éléments nutritifs.

Le déséquilibre organique et minéral entraîne la dégradation de la structure, la réduction de la capacité du sol à stocker l'eau et les nutriments, une augmentation des coûts de production et une baisse de la rentabilité des travaux culturaux devenus nécessaires pour maintenir la porosité et lutter contre les adventices : les sols "fatigués" sont abandonnés à la jachère.

Les sols dégradés sont-ils récupérables ?

Beaucoup de pédologues disent que "les sols sont une ressource non renouvelable". En effet, il faut 100 000 ans pour altérer un mètre de granite en région tropicale, tandis qu'il suffit de 100 ans pour l'éroder. De plus, les sols peu épais sur roche dure ou sur cuirasse ne sont plus récupérables, à l'échelle humaine, une fois que l'horizon superficiel est décapé. Enfin, en zone aride, la restauration de la fertilité des sols est très lente.

Cependant, il existe de nombreux sols profonds sur la terre qui ont perdu leur horizon humifère, qui sont exposés à l'ardeur du soleil et à la battance des pluies, et sur lesquels rien ne pousse : c'est le cas des *zipellés* du plateau Mossi, des *hardés* du Nord Cameroun, etc.

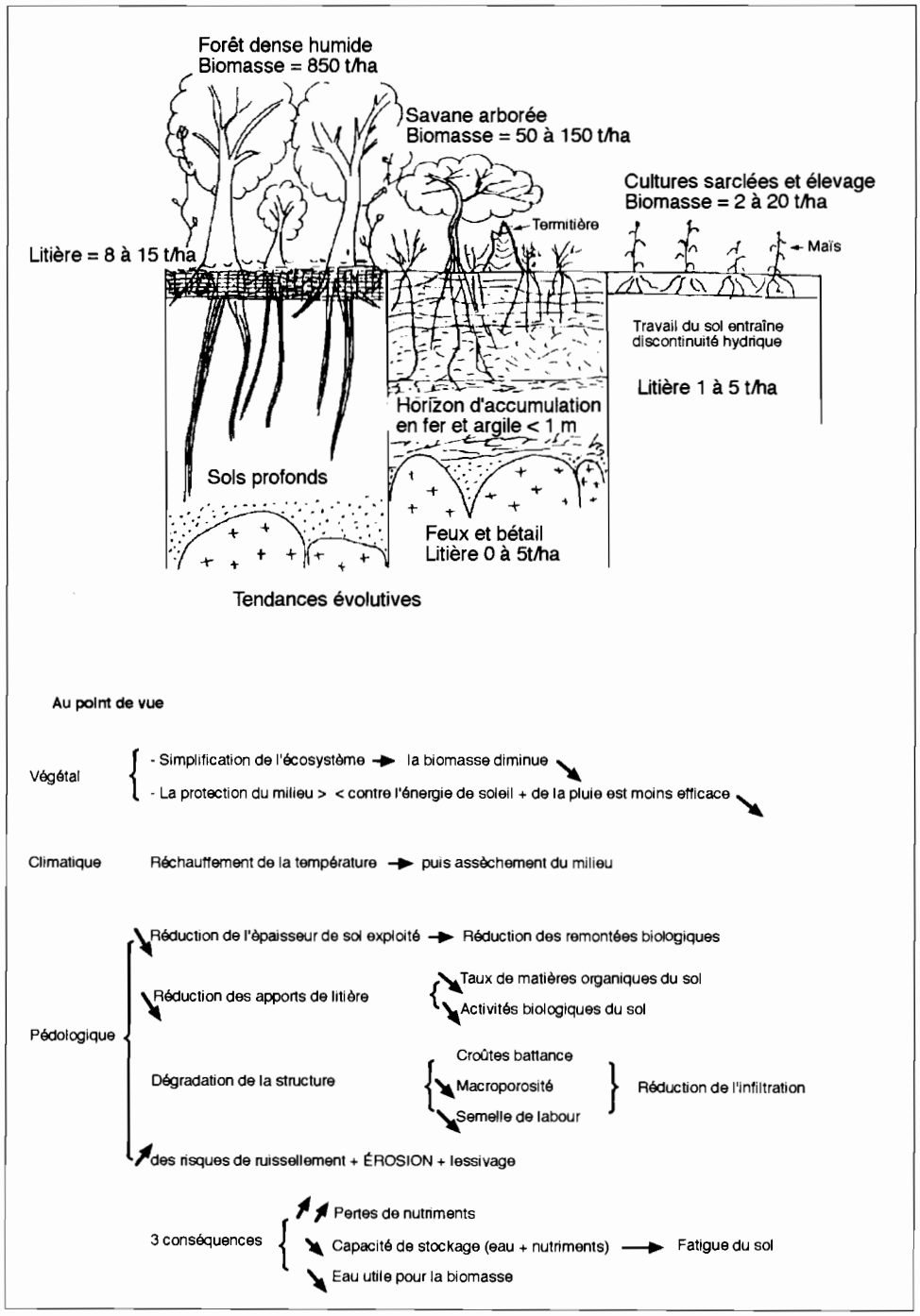


Figure 1. Nature des problèmes : le déséquilibre du milieu "aménagé" entraîne la dégradation des sols, puis l'érosion s'accélère. (D'après Roose, 1994, Bull. Pédologique FAO n° 70).

La voie traditionnelle de la jachère est très longue : 10 ans pour récupérer la faible fertilité initiale des sols sous les tropiques humides, 30 à 50 ans en zone soudanienne et plus encore en zone sahélienne [4].

Mais il existe aussi des voies rapides qui respectent les "six règles pour restaurer la productivité agricole des terres" :

1) maîtriser le ruissellement et l'érosion, sans quoi les fertilisants sont entraînés par les eaux ;

2) restaurer la macroporosité et l'enracinement profond des cultures (travail profond) ;

3) stabiliser les macropores en enfouissant des matières organiques, de la chaux ou du gypse ;

4) revitaliser la couche superficielle du sol par l'apport de 3 à 10 t/ha de fumier ou compost fermenté ;

5) rétablir un pH supérieur à 5 pour supprimer les toxicités aluminiques, manganiques, etc. ;

6) corriger les carences du sol, ou plutôt, fournir aux cultures les compléments minéraux indispensables pour une production optimale de biomasse.

On retrouve ces six règles dans la pratique traditionnelle du *zaï* présentée ci-après.

Présentation du contexte de l'étude

L'étude se déroule dans les provinces du Yatenga et du Passoré situées dans la partie septentrionale du Burkina Faso. Cette région connaît un climat soudano-sahélien marqué par une longue saison sèche dont l'aridité est encore accusée par un vent saharien : l'harmattan.

La saison pluvieuse courte (de juin à septembre) est caractérisée par une forte variabilité inter-annuelle qui se manifeste aussi bien dans le temps que dans l'espace. Les moyennes pluviométriques des dix dernières années se situent entre 400 et 700 mm/an et l'évapotranspiration potentielle à plus de 1 900 mm.

La morphologie régionale (Figure 2) présente une surface ondulée, dominée par des collines et des buttes cuirassées, un court escarpement de blocs et un long glacis à pente faible (3 % à 1%) d'abord gravillonnaire, puis sablo-limoneux sur carapace, enfin limono-argileux dans les bas-fonds très évasés. De façon générale, la succession butte-glacis-bas-fond contrôle la répartition des sols, de la végétation naturelle, et l'utilisation de l'espace par l'homme.

Les sols de la zone concernée ont été étudiés par l'ORSTOM [5]. Les grands types de sols répertoriés sont les suivants :

- les sols minéraux bruts occupent les sommets des collines, les affleurements cuirassés et les parties supérieures des hauts glacis ;
- les sols ferrugineux tropicaux lessivés, indurés, couvrent de vastes superficies sur les glacis ;
- les sols hydromorphes dans les bas-fonds, peu étendus ;
- les sols brunifiés se sont développés sur les matériaux argileux à argilo-sableux hérités de l'altération des roches vertes, également peu répandus.

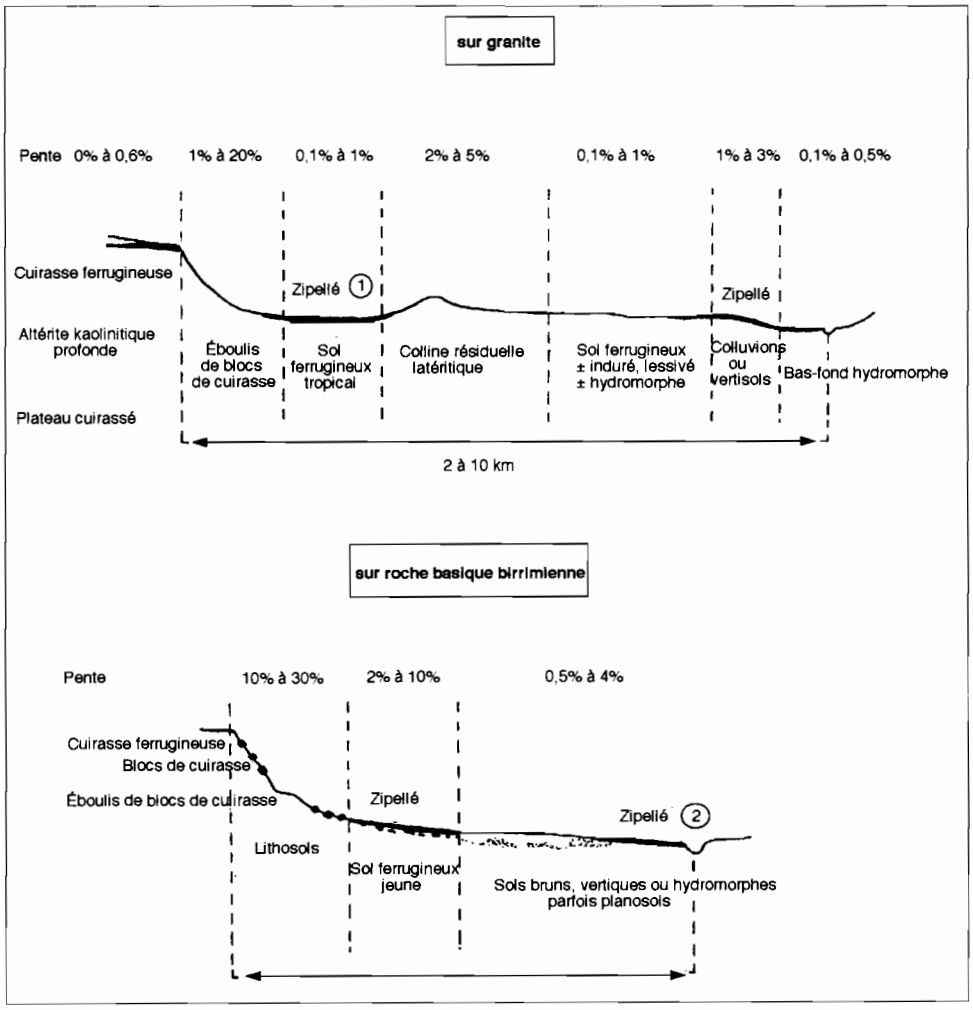


Figure 2. Deux toposéquences typiques sur le plateau Mossi. Deux positions des *zipellés* : au pied de la colline sur le glacis gravillonnaire ou limono-sableux (croûte de colluvion ou érosion) ; près du bas-fond avec des croûtes de sédimentation lors du débordement des marigots.

Plusieurs études réalisées au Burkina [6] décrivent les principales contraintes agronomiques liées aux caractéristiques des sols ferrugineux de la zone concernée. Il s'agit de :

- la mauvaise stabilité structurale des horizons superficiels liée à leur richesse en limons et sables fins et à leur faible teneur en matière organique ;
- leur profondeur exploitable limitée souvent par une cuirasse ferrugineuse ;
- leur faible teneur en azote, phosphore et potassium ;
- leur faible capacité d'échange cationique et leur tendance à l'acidification ;
- leur faible réserve en eau utile, surtout sur sol gravillonnaire (inférieure à 60 mm/m).

Ces contraintes sont d'autant plus marquées qu'elles sont associées à des sécheresses périodiques, à des techniques culturales rudimentaires et à l'extension des cultures sur les sols superficiels du sommet de la toposéquence.

Concernant la capacité d'investissement des unités agricoles, on peut noter l'aggravation ces dernières années de la pénurie de main-d'œuvre liée non seulement aux migrations (Billaz [7] estimait en 1980 que, pour la tranche d'âge de 20 à 40 ans, plus de 40 % des hommes sont partis), mais également en raison des sites aurifères qui mobilisent l'essentiel de la main-d'œuvre en saison sèche au détriment des aménagements fonciers. Dans certaines unités, la majorité de la force de travail est actuellement constituée d'actifs féminins (plus de 60%), d'hommes âgés (plus de 45 ans) et d'enfants de moins de 16 ans [8]. Par ailleurs, les spéculations végétales restent marginales dans la zone d'étude et ne constituent pas à proprement parler des cultures de rente : céréales, arachide, sésame, niébé sont en grande partie autoconsommés ; la culture du coton est quasi inexistante. Le processus de capitalisation repose donc essentiellement sur l'élevage et les revenus des migrants de moyenne durée (1 à 3 ans). Cependant, ces ressources monétaires sont souvent mobilisées pour l'achat de céréales de subsistance afin de compenser les déficits des mauvaises saisons. Les possibilités d'investissement dans le secteur agricole sont donc très limitées, d'autant plus que ces investissements apparaissent, aux yeux des paysans et surtout des migrants, peu rentables et souvent risqués (sécheresse, mortalité du bétail...) [8]. En règle générale, l'agriculture est tournée presque exclusivement vers la production céréalière extensive de subsistance familiale.

Description de la pratique du *zaï*

Il ne s'agit pas ici d'admirer, à la façon de J.J. Rousseau, des techniques ancestrales abandonnées de nos jours, car elles ne sont plus adaptées aux conditions actuelles (population 5 fois plus dense, salaires plus élevés en ville, etc.). Il s'agit de comprendre le fonctionnement des pratiques traditionnelles, les raisons de leur diversité, de leur extension à la zone soudano-sahélienne, de leur réussite en pays Mossi (Burkina), en pays Dogon (Mali) et dans la vallée de Keita (Niger) et ailleurs, de leur échec (engorgement du sol si la pluie dépasse 1 000 mm par an en zone soudanienne du Cameroun). L'analyse fine de ces pratiques devrait permettre de les améliorer en y injectant des technologies modernes telles que la fertilisation minérale d'appoint, les herbicides, les graines sélectionnées et la mécanisation des travaux durs. Inversement, l'observation des pratiques traditionnelles peut nous aider à améliorer notre diagnostic sur l'environnement physique et humain.

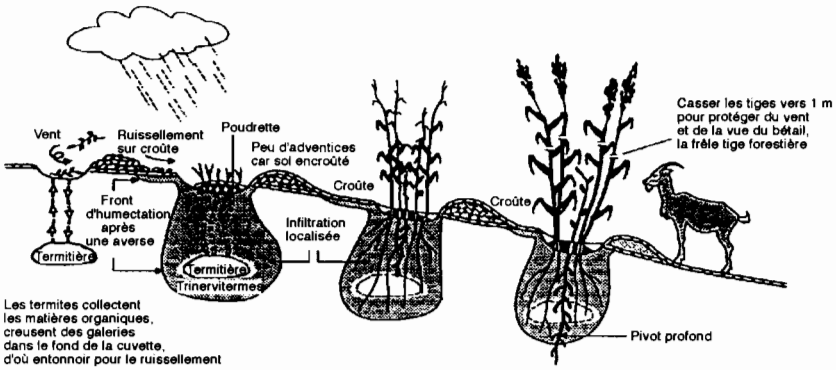
En langue Mooré, *zaï* vient du mot "zaïégré" qui veut dire "se lever tôt et se hâter pour préparer sa terre". Il s'agit en effet de récupérer des terres abandonnées, dégradées par une succession de cultures, complètement dénudées, décapées et encroûtées où le ruissellement est si fort qu'il emporte les graines et les résidus organiques qui pourraient régénérer la jachère. D'après Marchal (1986), ces zones désertifiées malgré 400 à 700 mm de pluie ont crû de 11 % en 20 ans.

Le *zaï* aurait été utilisé anciennement par les agriculteurs les moins nantis, ne disposant que de terres pauvres et peu de moyens de production. Cette technique aurait été abandonnée à la suite de périodes d'abondance (1950-1970), de l'éclatement des familles, de la mécanisation de la préparation des nouveaux champs, de l'aménagement des bas-fonds, etc.

La Figure 3 décrit en détail la méthode du *zaï* et une variante agroforestière. Cette pratique consiste à préparer la terre très tôt dans la saison sèche, en creusant tous les 70 à 100

cm des cuvettes de 20 à 40 cm de diamètre, de 10 à 15 cm de profondeur en rejetant la terre en croissant vers l'aval, en vue de capter les eaux de ruissellement. La surface restante est encroûtée et sert d'impluvium dont le rapport de surface varie de 10 à 25 [9] (Roose, 1990).

Décembre à Avril	Avril à Juin	Juin-Juillet	Novembre
• Creusement tous les 80 cm d'une cuvette Ø = 40 cm, H = 15 cm, terre posée en croissant en aval • L'Harmattan apporte des sables et des matières organiques	• Après la première pluie, apport de deux poignées de poudrette (=3 t/ha) • Les termites y creusent des galeries enrobées d'excréments • Semis en poquet à la deuxième pluie • Eau infiltrée, stockée en profondeur à l'abri de l'évaporation directe	• Démarrage de la saison des pluies • Levée précoce • Enracinement profond • Sarclage limité aux poquets • Germination de graines forestières • Concentration de l'eau et des nutriments	• Récolte : - des panicules - du fourrage • Coupe des tiges vers 1 m : cache les tiges forestières de la vue du bétail ; ralentit le vent desséchant et l'érosion éolienne



• *Zaï* (en Morée) signifie : se hâter pour creuser en saison sèche le sol tassé et encroûté.

• Il permet de récupérer des terres abandonnées et de produire environ 800 kg/ha de grain dès la première année et d'entretenir la fertilité du sol sur plus de 30 ans.

• Il concentre l'eau et la fertilité sous le poquet et permet d'associer à la culture des arbres fourragers bien adaptés (agroforesterie).

• Limites : - la date de commencement des travaux est fixée par le chef de terre du village... après les fêtes, quelquefois trop tard ;
- le *Zaï* exige 300 heures de travail très dur, soit environ 3 mois pour un homme pour restaurer 1 ha ;
- le *Zaï* demande 2 à 3 tonnes de matières organiques et les charrettes pour transporter la poudrette et le compost.

Pour réussir, il faut entourer le champ à restaurer d'un cordon de pierres, afin de maîtriser le ruissellement.

• Améliorations : sous-solage croisé à 1 dent jusqu'à 12-18 cm, après la récolte, tous les 80 cm (11 heures avec des bœufs bien nourris), creuser ensuite le *Zaï* en 150 heures.
Compléter la fumure organique par N et P qui manquent dans la poudrette exposée au soleil.
Introduire d'autres espèces forestières élevées en pépinières (3 mois de gagnés).

Figure 3. Le *zaï* : méthode traditionnelle de restauration des sols. (D'après Roose et Rodriguez 1990.)

La taille des poquets augmente en zone gravillonnaire et diminue sur le glacis limono-argileux moins drainant [10]. Ces micro-bassins piègent des sables, des limons et des matières organiques emportés par les vents du désert. L'ensemble du champ est entouré d'un cordon de pierres pour maîtriser le ruissellement très violent sur ces terres encroûtées.

Dès les premières pluies du mois d'avril, le paysan y dépose une ou deux poignées de poudrette (soit environ 1 à 3 t/ha de matières organiques sèches) formée d'un mélange mal décomposé de fèces, de litières, de compost, de branchettes, de cendres et d'autres résidus ménagers. Les termites du genre Trinervitermes, attirées par les matières organiques, creusent des galeries au fond des cuvettes qu'elles transforment en entonnoirs. Les eaux de ruissellement s'y engouffrent et créent des poches d'humidité en profondeur, à l'abri de l'évaporation rapide. La pratique complexe du *zaï* permet donc de concentrer localement l'eau enrichie par le ruissellement et les nutriments transformés par les termites.

Après un orage, la famille y sème en poquets, une douzaine de graines de sorgho sur les terrains lourds, ou du mil dans les terres sableuses ou gravillonnaires : leur force réunie permettra aux petites graines de soulever la croûte de sédimentation qui se dépose au fond des cuvettes. Ces techniques de préparation des terres dégradées (*zipellé* veut dire terre encroûtée, blanchie et stérile) réduisent l'importance du sarclage à la surface des poquets (tout au moins la 1re année) et permettent de produire de 500 à 1 000 kg de céréales et autant de paille en fonction des pluies. Les années suivantes, ou bien le paysan ouvre de nouveaux trous entre les premiers et y dépose une nouvelle dose de poudrette, ou bien s'il est pressé ou manque de fumier, il arrache la souche de sorgho, la pose sur la surface encroûtée voisine (où elle va être attaquée par les termites), remue le fond de la cuvette et sème directement la culture de son choix, en poquets.

Ce système n'accélère pas la dégradation des sols. Au contraire, au bout de 5 ans, l'ensemble de la surface a été cultivée ou améliorée par les termites qui perforent les croûtes à la recherche des résidus organiques de telle sorte que l'ensemble du champ peut être labouré et soumis aux rotations traditionnelles. Il permet de maintenir dans le poquet la fumure organique (surtout si le paysan la recouvre d'une poignée de terre) qui a tendance à être emportée par le ruissellement.

En réalité, chaque paysan a sa propre version du *zaï* qu'il adapte aux conditions locales. Certains paysans astucieux ont observé une douzaine d'espèces de graines forestières dans les poudrettes : ils conservent lors du sarclage un poquet sur cinq colonisé de plantules forestières qui durant la première année sont protégées de la vue des chèvres par les tiges de mil ou de sorgho, coupées au-delà de la hauteur du bétail. Ces arbustes fourragers, généralement des légumineuses fixatrices d'azote, arrivent en une dizaine d'années à recoloniser les zones désertifiées, tout en entretenant la production de céréales entre les arbres menés en perchis.

Les avantages du *zaï* concernent principalement la capture des eaux de ruissellement, la préservation des semences et de la fumure organique, la concentration de la fertilité et des eaux disponibles au début de la saison des pluies (plantation précoce) et en fin de saison (remplissage des grains). L'augmentation de la rugosité de la surface du champ permet de ralentir le ruissellement et le vent au ras du sol, de capturer au fond des cuvettes les débris organiques et les particules fines transportées en suspension et de protéger les jeunes plantules. La pratique du *zaï* apporte encore un regain des activités biologiques du sol : avance de croissance des plantules qui profitent de la minéralisation du fumier apporté en fin de

saison sèche, perforation de la croûte par les termites et régénération de la végétation ligneuse. Les poudrettes, en effet, contiennent les graines de diverses espèces consommées par le bétail qui, préparées par les acides gastriques des ruminants, germent rapidement et profitent de l'apport exceptionnel d'eau et de nutriments ainsi que de la protection des tiges de céréales, pour réinstaller un taillis agro-sylvo-pastoral à base de *Balanites aegyptiaca*, divers *Acacias* et *Combretum* sp., *Piliostigma reticulatum*, *Sclerocarya birrea*, *Adansonia digitata*, *Lannea acida*, etc. (Roose, 1990). Enfin, le *zaï* permet d'augmenter les surfaces cultivées et les rendements des céréales, sauf lors des années exceptionnellement sèches, ou les années où les pluies sont bien réparties, mais dans la majorité des années où les cultures ont à subir le stress de périodes déficitaires pendant les périodes sensibles de leur cycle (tallage, épiaison, floraison, remplissage des grains). Le *zaï* peut donc réduire l'impact négatif des aléas climatiques et sécuriser la production.

Cependant, la pratique du *zaï* connaît aussi des limites. Elle peut réduire l'impact d'une sécheresse de 2 à 3 semaines si le sol peut stocker suffisamment d'eau (ce qui n'est pas le cas des sols trop superficiels ou trop caillouteux), mais le *zaï* ne peut fonctionner de façon satisfaisante s'il ne pleut pas assez (minimum 400 mm avec une capacité de stockage du sol de 50 mm). De même, s'il pleut trop, la culture va souffrir d'engorgement au fond des cuvettes et les nutriments vont être lixiviés (observé au Cameroun). La zone optimale d'application du *zaï* semble limitée à la zone soudano-sahélienne (entre 400 et 800 mm) mais cela devrait encore être précisé en fonction des plantes et des sols. Même dans la zone soudano-sahélienne, l'extension du *zaï* est limitée par la disponibilité en main d'œuvre et en fumier.

Le *zaï* exige 300 heures de travail très dur à la pioche traditionnelle (manche court et angle trop fermé entre le fer et le manche), soit environ 3 mois pour aménager un hectare (à raison de 4 heures pendant 25 jours par mois). Il demande en outre la fabrication et le transport de 3 t/ha de "poudrettes", ainsi que la confection d'un cordon de pierres autour du champ pour maîtriser le ruissellement (donc nécessité d'une charrette et d'une abondante main d'œuvre).

Roose et Rodriguez [11] ont proposé deux améliorations. D'une part, un sous-solage croisé, tous les 80 cm, avec une dent pénétrant jusqu'à 12 à 18 cm sous la croûte, juste après la récolte : ceci prend 11 heures/ha avec des boeufs bien nourris grâce aux résidus de récolte disponibles à cette époque ; dans ce cas, le temps nécessaire au creusement du *zaï* est réduit de moitié. Mais rares sont les paysans qui possèdent une paire de bœufs en bon état en saison sèche, et le coût du tracteur est prohibitif. Une autre amélioration possible est d'apporter un complément minéral. La poudrette en effet est très pauvre en azote et en phosphore (voir Tableau I). En maintenant plus longtemps le bétail à l'étable, à l'ombre sur sa litière, on améliore la qualité du "fumier" qui fait cruellement défaut dans cette zone semi-aride.

Les résultats exposés au chapitre 17 montrent qu'un petit complément minéral (N40 + P10) permet de doubler la production de biomasse. Cependant, très peu de paysans ont recours aux engrais minéraux en raison de leur prix, du risque de tout investissement monétaire en zone aride, mais aussi par crainte de brûler les cultures si les pluies s'arrêtent. Pour parer à ce risque, on peut attendre que la saison soit bien installée et n'appliquer la fumure minérale en petites doses complémentaires qu'aux moments critiques de la culture (épiaison, floraison). L'amélioration de la fumure organique par enrichissement en phosphate tricalcique naturel broyé est plus sécurisant.

Tableau I. Résultats d'analyse des amendements organiques.

	$C_{T(\%)}$	$N_{T(\%)}$	$K_{T(\%)}$	$P_{T(\%)}$	C/N	C/P	C_a^{++} (mEq/100g)	M_g^{++} (mEq/100g)	K^+ (mEq/100g)	Na^+ (mEq/100g)
Compost	7,5	0,7		0,05	10,3	150,8	14,9	5,3	1,2	0,6
Fumier	17,4	0,3		0,05	47	248	6,5	3,3	16,2	2,3
Feuilles de *Piliostigma*	55,5	1,4	2,8	0,11	38	505,2				
Feuilles de *Azidarachta*	52,9	2,7	7,3	0,16	19,6	331				

Le *zaï* et la production agricole des sols dégradés

L'expérimentation agronomique menée pendant deux ans cherche à tester les possibilités d'améliorations de la productivité agricole des sols dégradés par la technique du *zaï*. L'effet du *zaï*, notamment le travail du sol (creusement de poquet) et l'apport d'amendements organiques et minéraux, sur la production agricole est apprécié au travers des mesures de rendements (biomasse et graines) d'une culture pluviale de sorgho (variété IRAT 204). L'impact sur la revégétalisation est évalué au travers d'un inventaire, lors de la deuxième année, des différentes espèces d'herbacées apparues dans les parcelles.

Matériel et méthodes

Les essais ont été menés sur deux sites (*zipellés*) correspondant à deux types de sols représentatifs des sols dégradés de la région : un sol ferrugineux tropical lessivé, tronqué sur cuirasse à 30 cm, et un sol brun eutrophe profond de plus de 120 cm, peu évolué sur schistes verts et colluvions (Tableau II).

Tableau II. Caractéristiques physico-chimiques des deux types de sol.

Types de sol	$C_{T(\%)}$ (Casumat)	$N_{T(\%)}$ (Kjeldahl)	$P_{(ppm)}$ (Bray I)	Cations échangeables (Extraction KCl) (mEq/100g) Ca^{++}	Mg^{++}	K^+
Sol ferrugineux	1,1	0,07	0,32	4,3	0,7	0,11
Sol brun	0,7	0,06	0,31	14,1	4,6	0,09

Types de sol	pH eau	T=CEC (mEq/100g)	S (mEq/100g)	Granulométrie (%) Argile	Limon	Sable
Sol ferrugineux	5,5	5,7	5,1	24,3	38,4	37,6
Sol brun	5,9	20,3	18,8	37,4	37	25,8

Les données pluviométriques sont mentionnées sur le Tableau III.

Le dispositif expérimental utilisé est une "randomisation simple". Il comporte six traitements et six répétitions constituant des blocs. Chaque bloc est constitué de six parcelles correspondant aux six traitements suivants :

- T : témoin semé selon la méthode traditionnelle ;
- P : creusement de poquets uniquement ;
- F : enfouissement de 3 t/ha (100 g/poquet) de matière organique fraîche (feuille de *Azadiracta indica*) ;
- C : compost dosé à 3t/ha (100 g/poquet) ;
- E : engrais minéral NPK (12-24-12) dosé à 80 kg/ha ;
- CE : compost dosé à 3 t/ha + engrais minéral NPK (12-24-12) dosé à 80 kg/ha.

Tableau III. Pluviométrie et nombre de jours de pluies enregistrés en 1992 et 1993.

	1992		1993	
Sites	Hauteur de pluie (mm)	Nbre de jours	Hauteur de pluie (mm)	Nbre de jours
Sol ferrugineux	706	27	632	23
Sol brun	563	40	466	34

Résultats et discussions

Impact sur les rendements

Les résultats qui sont présentés ne concernent que la production en grains de sorgho. Les graphiques des rendements en biomasse aérienne ont approximativement la même allure.

Cas du sol ferrugineux

Le Tableau IV et la Figure 4 illustrent les rendements en grains sur le sol ferrugineux lors des deux années d'expérimentation. D'une manière générale, on constate au niveau des moyennes que :

- tous les traitements ont entraîné une augmentation des rendements par rapport au témoin aussi bien en 1992 qu'en 1993 ;
- ces rendements ont chuté en 1993 de l'ordre de 50 % par rapport à 1992 pour tous les traitements y compris le témoin ;
- le "poquet simple" (P) a permis en première année de doubler les rendements par rapport au témoin, mais lors de la deuxième année, le rendement issu de ce traitement n'est pas significativement différent de celui du témoin ;
- l'enfouissement de feuilles qui, en première année, n'a pas permis une augmentation significative des rendements par rapport au "poquet simple", s'est révélé plus efficace lors de la deuxième année, avec une moyenne de rendements deux fois supérieure ;

- l'apport de compost a entraîné une amélioration significative des rendements, aussi bien en 1992 qu'en 1993. La moyenne de 1992 est même supérieure à la moyenne régionale (600 kg/ha) obtenue sur des terres habituellement cultivées ;
- l'apport d'engrais minéral a permis des augmentations spectaculaires des rendements lors des deux années, et son association à l'amendement organique produit le rendement le plus élevé de tous les traitements.

Tableau IV. Rendements en grains du sorgho sur le sol ferrugineux en 1992 et 1993.

Traitements	Rendement en grains (kg/ha)			
	1992		1993	
	X	Δ	X	Δ
T	63	31,30	22	17,11
P	150	119,94	29	22,80
F	184	164,69	83	35,98
C	690	48,57	257	127,54
E	829	203,92	408	217,38
CE	976	173,25	550	265,35

X = Moyenne
Δ = Ecart type

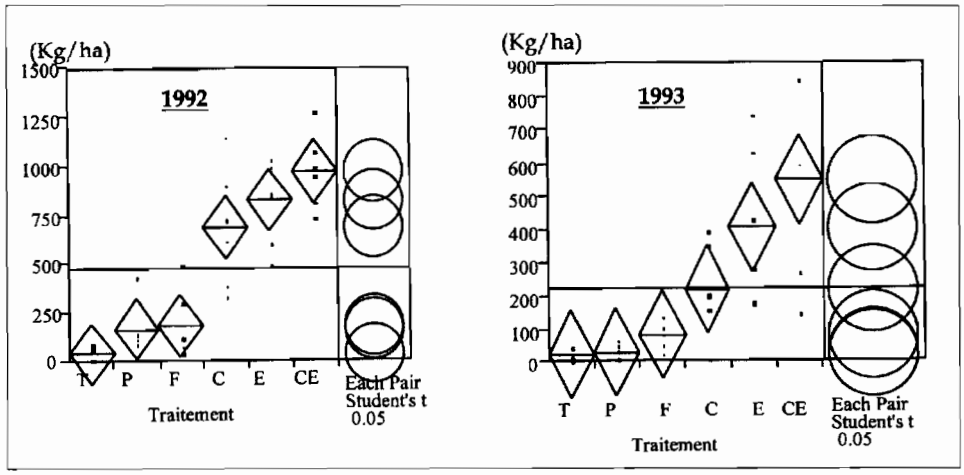


Figure 4. Rendement en grains du sorgho sur le sol ferrugineux en 1992 et 1993.

Cas du sol brun

Les rendements en grains sur le sol brun sont illustrés par le Tableau V et la Figure 5.

On peut y percevoir une certaine similitude avec ceux traduisant les rendements sur le sol ferrugineux. Nous nous limiterons donc dans ce commentaire à relever essentiellement les différences.

Dans l'ensemble, les rendements sont bien meilleurs sur le sol brun profond que sur le sol ferrugineux superficiel.

En première année, l'apport d'amendement organique a permis d'obtenir des rendements nettement supérieurs au témoin, tandis qu'en deuxième année, seul l'apport d'engrais minéral avec ou sans amendement organique a procuré des rendements significativement différents de celui du témoin.

Tableau V. Rendements en grains du sorgho sur le sol brun en 1992 et 1993.

Traitements	Rendement en grains (kg/ha)			
	1992		1993	
	X	Δ	X	Δ
T	150	154,03	3	0,58
P	200	62,78	13	4,19
F	395	151,06	24	7,27
C	654	144,77	123	82,48
E	1383	235,97	667	256,29
CE	1704	304,95	924	345,82

X = Moyenne
Δ = Ecart type

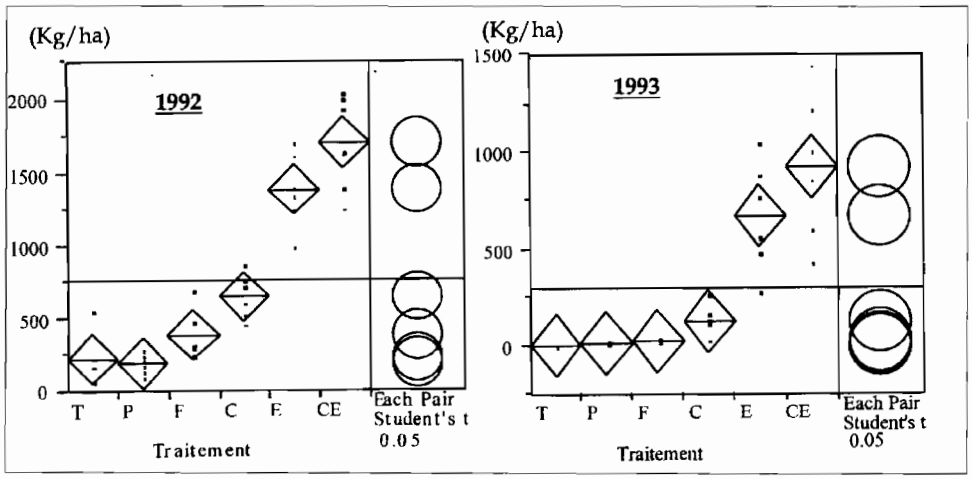


Figure 5. Rendements en grains du sorgho sur le sol brun en 1992 et 1993.

La baisse générale des rendements en deuxième année a été plus forte pour les traitements sans engrais minéral (au minimum 5 fois moins qu'en première année) que pour les traitements avec engrais minéral (rendements au maximum 2 fois inférieurs à ceux de la première année). Comme il n'y a pas eu une semaine sans pluie la deuxième année, on peut conclure à une forte carence en nutriments, encore renforcée par le développement des adventices en 1993.

On constate également que l'accroissement des rendements moyens s'accompagne systématiquement d'une augmentation de la variabilité traduite par les écarts types.

L'ensemble des résultats obtenus sur les deux types de sols, après deux années d'expérimentation, confirme clairement la possibilité de mise en culture des *zipellés* par la pratique du *zaï*. Tous les traitements ont entraîné sur les deux types de sols un excédent de rendement par rapport au témoin.

Ces résultats sont conformes aux observations sur les essais de fertilisation organique de nombreux auteurs [12-15] qui ont conclu à une augmentation des rendements consécutive aux apports de substrats organiques. Conformément aux observations de Sédogo (1986, [14]), on note une meilleure valorisation de l'engrais minéral et de l'amendement organique s'ils sont associés dans le poquet/cuvette.

Le "simple poquet", ne permettant qu'une faible augmentation des rendements par rapport au témoin, indique que l'amélioration des conditions d'alimentation hydrique des plantes reste insuffisante pour une augmentation significative des rendements, tant qu'on n'améliore pas le faible niveau initial de fertilité chimique des *zipellés*.

L'enfouissement de feuilles vertes dans le poquet ne relève que faiblement le niveau de fertilité chimique du sol : cela se traduit par une légère augmentation des rendements en biomasse et en grains. Cette augmentation reste cependant statistiquement non significative. La mise à disposition d'éléments nutritifs pour les plantes se faisant par minéralisation progressive de la matière organique, le niveau de décomposition initial de cette matière organique va déterminer la rapidité de libération des éléments nutritifs. Dans nos essais, nous avons pu constater que la biomasse enfouie n'était pas totalement décomposée en fin de campagne agricole. On est donc enclin à penser que l'augmentation des rendements pourrait être améliorée par un enfouissement plus précoce des feuilles. Ceci paraît d'autant plus admissible que le compost qui correspond à une transformation partielle du substrat organique avant son utilisation permet d'obtenir de meilleurs résultats.

L'effet du compost apparaît meilleur sur le sol ferrugineux. Ce substrat riche en calcium et magnésium permettrait de relever le taux de ces bases dans ce sol.

Il convient cependant de rester prudent sur ces aspects, dans la mesure où nous ne connaissons pas le niveau exact de minéralisation de chaque substrat dans les deux contextes assez différents : les conditions de dégradation de la matière organique (humidité, activités biologiques...) seraient probablement différentes dans les deux types de sols.

L'augmentation spectaculaire des rendements par l'apport d'engrais minéral (E) confirme non seulement que ces sols sont tous carencés en azote, phosphore et potassium, mais également que le poquet créerait des conditions permettant une valorisation effective de l'engrais minéral (maintien de l'humidité, développement du système racinaire...).

L'association de l'engrais minéral à la fumure organique permettrait d'éviter les risques d'acidification souvent constatés avec l'amendement minéral seul [14]. De plus, l'engrais minéral assurerait la mise à disposition relativement rapide d'éléments nutritifs suffisants

pour les plantes dès leur levée. La minéralisation progressive de la matière organique compléterait alors l'alimentation minérale des plantes jusqu'à la fin du cycle végétatif. Les transferts sol-plantes seraient également stimulés par l'augmentation de la CEC liée à l'apport de matière organique.

D'une manière générale, le rôle de la matière organique sur la production qui transparaît de nos résultats confirme les observations faites par d'autres chercheurs dans diverses situations, cités par Sédogo [14], en particulier Pichot (1979, 1981), Hien (1990), Hien *et al.* [16]...

La baisse des rendements observée lors de la deuxième année de culture est également conforme à de nombreuses observations faites aussi bien en zones semi-arides qu'en zone humide (Pichot *et al.*, 1981 ; [14]).

Sédogo (1993) constate, à partir des résultats de l'essai "entretien de la fertilité" de Saria (station de recherche agronomique située dans le plateau central du Burkina Faso) mis en place depuis 1960, une baisse générale des rendements dès la deuxième année de mise en culture. Cet auteur met en avant le processus d'acidification qui intervient après la mise en culture. Dans notre cas, cette diminution des rendements pourrait être également attribuée partiellement à la faible pluviométrie enregistrée sur les deux sites lors de la deuxième année d'expérimentation et au développement des adventices.

Impact sur la végétalisation des zipellés

Pour étudier cet aspect, nous avons procédé à un inventaire des herbacées qui sont apparues sur les parcelles expérimentales lors de la deuxième année de culture. Cet inventaire visait à déterminer l'importance de la végétalisation par la pratique du *zaï*. En outre, il permettrait de répertorier les différentes espèces, et leur contribution spécifique dans le système.

Les résultats indiquent l'apparition, dès la deuxième année de culture, d'une vingtaine d'espèces herbacées dont les principales sont : *Dactyloctenium aegyptium, Spermacoce stachydea, Schoenefeldia gracilis, Ipomea eriocarpa, Pennisetum pedicellatum, Zornia glochidiata, Andropogon* sp.

D'une manière générale, la pratique du *zaï* crée des conditions favorables à la revégétalisation des *zipellés*. Les herbacées qui recolonisent naturellement ces zones proviendraient essentiellement des environs immédiats des sites. Les semences seraient disséminées par le vent et l'eau de ruissellement.

Les poquets constituent des pièges qui retiennent les semences et favorisent leur germination dans de bonnes conditions d'humidité. Certaines semences seraient aussi contenues dans l'amendement organique apporté dans les poquets.

Les résultats de l'inventaire des herbacées confirment les observations de Roose et Wright sur les avantages du *zaï* pour la revégétalisation des zones dénudées. La quasi totalité des espèces inventoriées sont peu exigeantes en éléments nutritifs, ce qui justifie leur présence sur toutes les parcelles traitées sans différenciation nette de la quantité ou de la qualité des apports d'amendements.

Conclusions

1) Dans la zone étudiée, la dégradation des terres provient du déséquilibre du bilan des matières organiques et des nutriments suite à l'extension des cultures et au surpâturage. Sur ces terres encroûtées, le ruissellement violent empêche la régénération de la jachère. Le *zaï*, pratique traditionnelle complexe, permet de restaurer dès la première année la productivité des terres abandonnées en appliquant les six règles de la restauration rapide des sols.

2) Les enquêtes dans le Yatenga ont précisé la diversité des pratiques du *zaï*, lesquelles contribuent à restaurer la macro-porosité du sol et les activités biologiques des *zipellés* (fumier, termites, céréales , herbes et arbustes fourragers), à capter les eaux de surface et les nutriments et à les concentrer dans la cuvette autour des céréales. Une variante forestière permet d'installer un système agro-sylvo-pastoral bien adapté à la valorisation durable de ces terres semi-arides.

3) L'expérimentation de variantes du *zaï* sur deux sols, l'un pauvre et superficiel, l'autre profond et plus riche, a montré qu'en année normale ou légèrement déficitaire, le *zaï* permet de remettre en culture des terres dégradées et d'obtenir des rendements honorables. Le simple piégeage des eaux de surface améliore peu la production de grains : il faut le combiner avec un apport de matières organiques. L'apport de feuilles d'arbustes séchées est insuffisant, il faut au moins 3 tonnes/ha de compost/fumier pour atteindre 500 à 800 kg/ha de grains. Une faible fumure minérale (N40-P10-K10) donne des rendements largement supérieurs à la moyenne nationale, mais l'association de la capture des eaux de surface à une fumure organique et à un complément minéral même réduit, comme dans la pratique du *zaï*, permet d'améliorer largement la production agricole.

Le développement de cette technique en région soudano-sahélienne pourrait constituer une solution au problème d'insuffisance de terres cultivables et contribuer à la résolution de l'insécurité alimentaire des populations. Dans cette perspective, une poursuite des recherches est nécessaire pour permettre la mise au point de référentiels techniques solides, améliorer les pratiques traditionnelles et cerner l'impact à moyen terme de cette technique sur la fertilité intrinsèque des sols.

Références

1. Hudson N.W. (1992). *Land husbandry*. Batsford, London (192 p).
2. Critchley W., Reij C., Turner S. (1992). *Soil and water conservation in sub-saharan Africa. Towards sustainable production by the rural poor*. IFAD/CDCS Free University, Amsterdam (110 p).
3. Roose E. (1989). Diversité des stratégies traditionnelles et modernes de conservation de l'eau et des sols. Influence du milieu physique et humain en région soudano-sahélienne d'Afrique occidentale. In : *L'aridité, une contrainte au développement*. ORSTOM, Montpellier (France) : 481-506.
4. Roose E. (1993). Capacité des jachères à restaurer la fertilité des sols pauvres en zone soudano-sahélienne. In : *La jachère en Afrique de l'Ouest*. ORSTOM, Paris (France) : 233-244.
5. Marchal J.Y. (1983). Yatenga, Nord Haute-Volta : dynamique d'un espace rural soudano-sahélien. Travaux et documents de l'ORSTOM n° 167, ORSTOM Paris.

6. Guillobez S. (1979). Les milieux vertiques du bassin de la Volta Blanche dans la région de Bagré (Haute-Volta). *Agronomie Tropicale* ; 34 (1) : 23-39.
7. Billaz R. (1980). *Sabouna, un village du Yatenga: ses hommes, ses cultures. Les systèmes de cultures*. IPD-AOS, Ouagadougou (103 p).
8. Dugue P. (1989). Possibilités et limites de l'intensification des systèmes de culture vivrières en zone soudano-sahélienne. Cas du Yatenga (Burkina Faso). Documents Systèmes Agraires ; 9 (257 p).
9. Wright P. (1982). *La gestion des eaux de ruissellement*. OXFAM/ ORD Yatenga.
10. Kabore V., Valdenaire S. (1991). Contribution à l'étude du *zaï*, pratique culturale réhabilitée au Yatenga, Burkina Faso. Première approche de ses avantages et limites en tant qu'alternative pour les cultures en milieu sahélien. Mémoire, EPFL, Lausanne (Suisse) (57 p).
11. Roose E., Dugue P., Rodriguez L. (1992). La G.C.E.S. Une nouvelle stratégie de lutte anti-érosive appliquée à l'aménagement de terroirs en zone soudano-sahélienne du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques* ; 233 : 49-61.
12. Arrivets J. (1972). Fertilisation des variétés locales de sorgho sur les sols ferrugineux tropicaux du plateau mossi en Haute-Volta. IRAT, Ouagadougou (47 p).
13. Feller C., *et al.* (1983). Étude de la matière organique des différentes fractions granulométriques d'un sol sableux tropical. Effet d'un amendement organique (compost). Cahiers ORSTOM, série Pédologie ; 20 (3) : 223-238.
14. Sédogo M.P. (1993). Évolution des sols ferrugineux lessivés sous culture: incidence des modes de gestion sur la fertilité. Thèse de doctorat, Faculté des sciences et techniques de l'Université Nationale de Côte d'Ivoire (343 p).
15. Cissé L.M. (1986). Étude des effets d'apport de la matière organique sur les bilans hydriques et minéraux et la production du mil et de l'arachide sur sol sableux dégradé du centre-nord du Sénégal. Thèse de doctorat en sciences agronomiques, INPL, Nancy (184 p).
16. Hien *et al.* (1991). Étude des effets des jachères de courte durée sur la production et l'évolution des sols dans différents systèmes de culture du Burkina Faso. Communication, Atelier ORSTOM sur la Jachère en Afrique de l'Ouest. Montpellier 3-4 décembre 1991 (30 p).

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 267-291.

16

Les dégradations des sols en régions semi-arides au Brésil et en Afrique de l'Ouest Comparaison et conséquences Suggestions sur leurs réhabilitations respectives

J.-C. LEPRUN [1], F. BARRETO RODRIGUES E SILVA [2],

1. *ORSTOM, C.P. 4010 Boa Viagem, 51020 Recife (PE), Brésil*
2. *EMBRAPA, CNPS, rua Antonio Falcâo, 402, 51020 Recife (PE), Brésil*

Les zones arides et semi-arides, qui représentent le tiers de la surface du globe, sont composées d'écosystèmes fragiles qui constituent une importante partie des réserves en terres et en ressources écologiques pour l'avenir. Ces écosystèmes, qui supportent des densités de population pauvres croissantes, réagissent mal aux mises en exploitation — liées aux aléas climatiques — successives. Les données fiables et utilisables sur le fonctionnement de ces écosystèmes et leur transformation en agrosystèmes et surtout sur les types de dégradation et la possible récupération des sols affectés, sont peu abondantes, peu diffusées et peu exploitées. Les décideurs pressent pourtant toujours davantage les scientifiques de livrer leurs connaissances et de trouver des solutions de réhabilitation, car eux-mêmes sont questionnés toujours davantage par les politiques au niveau local et national. Il est proposé dans ce travail de comparer les facteurs écologiques et les dégradations des sols de deux régions semi-arides qui présentent de nombreux points communs mais qui réagissent de manière différente à la mise en valeur et, à la lumière de cette comparaison, de suggérer des recommandations et des solutions de réhabilitation.

Les grands traits du milieu physique et humain

Situation géographique

La zone semi-aride du Nordeste du Brésil, appelée Sertão, est comprise conventionnellement entre les isohyètes 400 et 800 mm (Figure 1b), et s'étend sur près de 927 000 km^2 (Silva *et al.*, 1992), soit 56 % de l'aire d'intervention de la SUDENE (Surintendance de développement du Nordeste). L'Afrique occidentale semi-aride délimitée par commodité par les isohyètes 400 et 800 mm, et qui sera dénommée ici zone sahélo-soudanienne, se présente sous la forme d'une bande ouest-est d'environ 250 km de large et plus de 2 000 km de long, qui va du Sénégal au Niger en traversant la partie sud de la Mauritanie, le Mali et le Burkina Faso (Figure 1a). Les deux régions sont situées de part et d'autre de l'équateur. Le Nordeste est délimité par le 3e et le 15e degré de latitude sud, le semi-aride ouest africain est compris entre le 10e et le 18e degré de latitude nord.

Du fait de sa forme allongée vers l'est, la zone semi-aride africaine présente un facteur de continentalité bien plus accentué que celui du Nordeste. Alors que Niamey se trouve placé à 2 000 km de l'océan Atlantique vers l'Ouest et à 800 km au sud, les points les plus extrêmes du Nordeste sec de l'État du Piauí ne sont jamais éloignés de plus de 400 km de la mer. Enfin, alors que le Nordeste semi-aride est entouré de zones humides, littorales ou pré-amazoniennes, la zone sahélo-soudanienne est située aux marges d'un grand désert, le Sahara.

Climat

Le régime pluviométrique du Sertão est soumis, au Nord, aux déplacements du FIT (Front intertropical) et, au Sud, aux fronts froids venus de l'extrême sud du pays. Le début de la saison des pluies accuse de ce fait un décalage latitudinal important. Les pluies apparaissent en mars dans le Piauí et le Ceará et seulement en novembre dans le sud de la Bahia. Il en résulte que l'alternance saison sèche-saison des pluies n'est pas stricte et que l'examen des relevés pluviométriques des postes du Sertão sur plus de dix ans indique qu'il peut pleuvoir à tout moment de l'année. Les coefficients de variation de la pluviométrie (quotient de l'écart type sur la moyenne) atteignent et dépassent 50 % et sont parmi les plus élevés du monde [1, 2]. Ce degré de variabilité élevé de la pluviosité est pour ce dernier auteur un important facteur d'aridité écologique. L'agressivité des pluies, calculé au moyen du facteur R de Wischmeïer et Smith [3] sur plus de 40 postes pluviographiques [4] et déterminé par la fraction R (unités USA)/P pluviométrie moyenne annuelle en mm fournit une valeur moyenne de 0,30. La température moyenne annuelle oscille autour de 25° C. L'insolation moyenne annuelle se situe entre 2 000 et 2 500 h.an^{-1} et tout au long de l'année de nombreux jours sont nuageux. Les vents sont peu fréquents et peu puissants. L'humidité relative de l'air se situe en moyenne entre 50 % et 60%.

Le régime des précipitations de l'Afrique occidentale semi-aride est sous la dépendance du FIT qui se déplace du Nord vers le Sud entre janvier et août. Ce lent déplacement conduit à une disposition parallèle remarquable des isohyètes et à un régime climatique très contrasté (saison des pluies courte et stricte de 2 à 3 mois appelée hivernage). Le coefficient de variation moyen de la pluviosité pour 66 postes situés entre 400 et 800 mm de variation est égal à 0,26 [3]. L'agressivité des pluies est élevée et le quotient de R (USA)/P

moyen annuel est de 0,50 en moyenne [5]. Les valeurs moyennes annuelles de la température, de l'insolation et de l'évaporation se situent respectivement au dessus de 35° C, 2 500 h.an^{-1} et de 3 000 mm.an^{-1}. Les vents sont puissants et fréquents, soufflant du nord-est (alizés et harmattan), en particulier dans la partie sahélienne septentrionale la moyenne de l'humidité relative de l'air est inférieure à 50%.

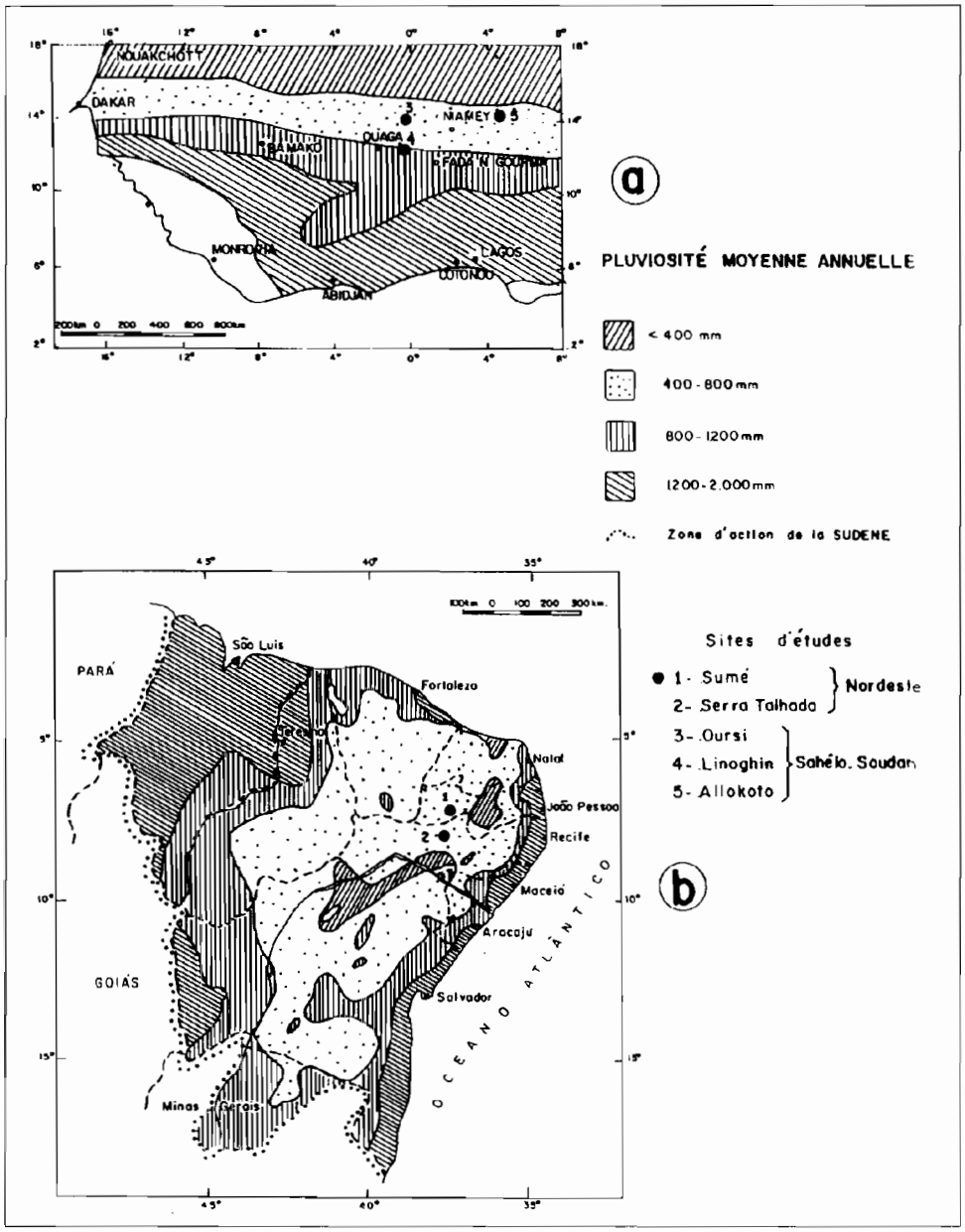


Figure 1. Pluviosité et localisation des sites d'études. **(a)** : Sahélo-soudanien, **(b)** : Nordeste brésilien.

L'ensemble des données précédentes met en évidence que le climat du Nordeste, malgré un degré plus élevé de variabilité de la pluviosité, et donc un facteur d'aridité plus important qu'en Afrique sahélo-soudanienne, est moins chaud, moins sec, moins évaporant que le climat de l'Afrique occidentale semi-aride pour la même tranche d'isohyètes 400-800 mm par an, et possède des pluies moins érosives et des vents faibles et moins constants. Les deux régions sont soumises à des sécheresses catastrophiques périodiques : 23 années déficitaires entre 1941 et 1975 dans le Nordeste contre 19 au Sahel dont onze fois les mêmes années [6].

Pour caractériser les conditions climatiques moyennes des deux régions, deux stations qui ont servi de base d'études, et dont les données seront utilisées plus loin, sont prises pour exemples. Il s'agit du bassin hydrologique expérimental de Sumé situé dans le Sertão de la Paraíba et de la mare d'Oursi située dans la zone sahélienne du Burkina Faso (Tableau I).

Tableau I. Caractéristiques climatiques de deux stations, Sumé (Paraíba) et Oursi (Burkina Faso).

	Sumé (Paraíba)	Oursi (Burkina Faso)
Pluviométrie moy. an. (mm)	540	460
Erosivité R (USA)	200	260
Température moy. an. (° C)	24	29,4
Evaporation moy. an. (mm)*	2 900	5 694
Insolation (heures/an)	2 800	3 978
Humidité de l'air (%)	60,0	34,1

* Bac classe A.

Géologie

Les formations géologiques des deux régions sont très semblables. Il s'agit tout d'abord des roches du vieux socle cristallin précambrien, constituées de granites, gneiss et roches basiques, qui était d'un seul tenant jusqu'à la séparation des deux continents durant le Jurassique.

Le Sertão cristallin représente près des 3/4 de la zone semi-aride. En Afrique de l'Ouest sec le socle cristallin altéré ou non n'occupe que 50 % de la surface et est quasi absent du Sahel septentrional. Les formations sédimentaires du secondaire et du tertiaire sont, dans les deux régions, constituées de grès, de schistes et de calcaires issues de l'érosion du socle précambrien dont les matériaux se sont déposées sur les marges. C'est le cas des formations détritiques gréso-argileuses très semblables de la Formation Barreiras brésilienne et du Continental terminal africain. Si les roches sont très proches, leur évolution géodynamique va, en revanche, être différente selon la région considérée. Resté tectoniquement stable et soumis à une intense altération météorique durant tout le tertiaire, le bouclier ouest-africain va développer une couverture latéritique puissante [7] de plusieurs dizaines, voire centaines de mètres. Durant ce temps, le bouclier nord-ouest brésilien est soumis à

une tectonique active au cours du tertiaire et à des mouvements épirogéniques continus au cours du quaternaire [8], et ne possède pas cet épais manteau d'altération kaolinique et ferrugineux. Dans les deux cas, ce sont des matériaux bien différents qui vont donc être livrés à la pédogenèse.

Modelé, réseau hydrographique et qualité des eaux

Le relief des deux régions est différent. Les versants sur le socle cristallin du Sertão sont courts et pentus. De grands plateaux appelés "chapadas" et "tabuleiros" sont individualisés sur les roches sédimentaires. En région sahélo-soudanienne, les versants sont longs de plusieurs kilomètres et les pentes sont faibles. Les formations dunaires sableuses ondulées quaternaires qui recouvrent toute la partie septentrionale du Sahel, les grands glacis colluvio-alluviaux et les fréquentes surfaces planes constituées par les "bowé" cuirassés africains sont absentes du Sertão. La surface du Nordeste sec occupée par les alluvions est inférieure à 2%.

Deux grands fleuves drainent chacune des deux régions, le rio São Francisco et le rio Parnaíba dans le Nordeste, le Sénégal et le Niger en Afrique de l'Ouest semi-aride. Leurs tributaires sont le plus souvent à régime temporaire violent et bref. Très dense dans le Nordeste sur le socle cristallin, le réseau hydrographique est lâche et les zones endoréiques fréquentes dans le Sahel. L'absence de nappes phréatiques dans le Nordeste semi-aride cristallin oblige à retenir l'eau de ruissellement dans des réservoirs appelés "açudes" dont le nombre dépasse 70 000 [9]. Ces nappes sont présentes dans les altérations profondes et dans les séries sédimentaires sahélo-soudaniennes.

La composition chimique des eaux superficielles des deux régions est fort différente.

Les eaux de ruissellement du Nordeste se chargent rapidement au contact des roches et des minéraux altérables présents dans les sols peu épais et atteignent des taux de minéralisation importants de type chloruré sodique qui les situent souvent dans les classes C2S1 et C3S1 de l'*American Agriculture Handbook* [4, 8, 10]. Après infiltration dans le premier mètre de sol, les taux de chlore et de sodium des eaux de pluie se trouvent multipliés par 100 et les taux des autres éléments par des chiffres allant de 10 à 20 [12]. Les eaux de nappes localisées des fissures et diaclases du socle sont très minéralisées et peuvent atteindre des concentrations de plusieurs grammes par litre. Les eaux de ruissellement sahéliennes issues de sols lessivés et des altérations latéritiques lixiviées sont en revanche peu minéralisées [4, 13-15, 17].

Végétation

La végétation naturelle du Nordeste semi-aride est une formation xérophyte épineuse appelée *caatinga*, de type *bush*, qui peut passer à une forêt basse dense et difficile d'accès. Continue et haute de 2 à 5 m (certains arbres dépassent 10 m), la *caatinga* possède une strate herbacée graminéenne rare et une strate arborée et arbustive riche en légumineuses.

Sa composition et sa densité dépendent du sol. Hayashi [18] a dénombré 17 200 arbres et arbustes à l'hectare dont la phytomasse atteignait 23 t par hectare pour une *caatinga* basse sur sol brun. Le taux d'interception de la pluie, mesuré, varie de 14 % à 19%, soit le taux de forêts tropicales humides ou de forêts européennes (données non publiées). La

caatinga possède un remarquable pouvoir de régénération tant en phytomasse qu'en diversité biologique. La couverture végétale naturelle de *caatinga* de la zone semi-aride de trois des États du Nordeste représentait 90 % de la superficie totale à la fin des années 1970 [19].

La formation végétale de la zone sahélo-soudanienne est une savane arborée et arbustive ouverte constituée d'une strate graminéenne importante ponctuée d'arbres. Lamothe et Bourlière [20] citent les chiffres de 133 arbres et arbustes à l'hectare représentant une phytomasse de 1,8 $t.ha^{-1}$ pour une savane arborée lâche du Ferlo au Sénégal. A Oursi, la production moyenne annuelle de matière sèche de la strate herbacée est de 152 g MS/m^2 [21]. Une formation contractée typique appelée "brousse tigrée", constituée de bandes boisées denses alternées à des bandes nues, et à dynamique d'évolution rapide [15, 17] colonise une partie importante du Sahel septentrional. La couverture végétale naturelle de l'Ouest africain semi-aride ne représentait plus dans les années 1970 que 5 % de la superficie [16]. Selon des estimations [22], les besoins en bois des populations des savanes au sud du Sahara dépasseraient de beaucoup les ressources forestières de ces zones ce qui constitue un problème crucial pour la conservation des écosystèmes.

Sols

L'analyse des principaux sols des deux régions et de leurs caractéristiques physico-chimiques sera empruntée à un travail antérieur [8]. Les principales données pédologiques sont constituées par les documents suivants : pour le Nordeste, la carte au 1/5 000 000 de l'ensemble du Brésil établie par le SNLCS de l'EMBRAPA en 1981 [23], les cartes de chacun des neuf États du Nordeste dont l'échelle varie selon la taille de l'État du 1/400 000 au 1/1 000 000, réalisées par l'EMBRAPA entre 1971 et 1989, et la synthèse au 1/2 000 000 qui vient d'être réalisée (Silva, 1993 inédit). Un "zonage" agro-écologique de tout le Nordeste au 1/2 000 000 vient d'être conclu [24] qui divise la région en 20 unités de paysage et 172 unités géo-environnementales. Pour l'Afrique de l'Ouest, les documents utilisés sont la carte de synthèse des sols de l'Afrique de l'Ouest utilisant la légende de la FAO [25] et l'ensemble des cartographies au 1/500 000 du Burkina Faso et du Niger et au 1/1 000 000 du Sénégal réalisée par les pédologues de l'ORSTOM.

Les principaux sols du Nordeste semi-aride sont, par ordre de présence décroissante, les suivants :

- sur les roches cristallines du socle, les sols bruns eutrophes non calciques vertiques ou non, les sols litholiques, les sols podzoliques (dans l'acceptation américaine du terme) rouges-jaunes distrophes et eutrophes, les planosols, les cambisols, les solonetz, les vertisols ;
- sur les roches sédimentaires et sur les couvertures sableuses détritiques se développent préférentiellement des latosols, des sols podzoliques rouges et jaunes distrophes et des sols de sables quartzeux. Les calcaires portent des cambisols, des latosols rouges, des rendzines et des sols carapacés.

Les sols de la zone sahélo-soudanienne se distinguent en fonction du matériau qui leur a donné naissance :

- sur l'épais manteau d'altération latéritique souvent cuirassé ou carapacé, les sols les plus fréquents sont les sols ferrugineux tropicaux lessivés et les sols peu évolués gravillonnaires issus du démantèlement de ces cuirasses ;

- sur les dunes sableuses fixées se développent des sols bruns sub-arides et des sols ferrugineux peu ou pas lessivés ;
- sur le socle dégagé du manteau d'altération kaolinique, on trouve les mêmes sols que ceux rencontrés dans le Nordeste, sols bruns eutrophes, vertisols et solonetz.

Un certain nombre de différences sont à noter. Il s'agit tout d'abord des sols podzoliques développés sur les roches acides ou neutres du socle en partie altéré antérieurement et sur certaines roches sédimentaires, qui sont différents des sols ferrugineux tropicaux et qui ne sont pas connus en Afrique de l'Ouest, et des sols gravillonnaires et lithosols sur cuirasse ferrugineuse, très fréquents en zone sahélo-soudanienne et qui ne sont pas présents dans le Sertão.

Pour ce qui concerne ce travail, les différences les plus importantes ont trait aux propriétés physico-chimiques des sols des deux régions. Les données morphologiques et analytiques moyennes des horizons de surface de plus de 1 500 sols du Sertão semi-aride et d'environ 200 sols sahélo-soudaniens (Tableau II) ont permis de montrer que les sols du Nordeste, développés en grande partie sur des roches fraîches du socle ou sur les racines d'une altération latosolique ancienne non cuirassée, avaient une fertilité chimique plus élevée et de meilleures propriétés physiques que les sols de l'Afrique de l'Ouest sec [8, 17]. Ces moyennes sont bien sûr fortement influencées par la présence des sols très pauvres sur sables dunaires fixés sahéliens, mais la comparaison des données de l'horizon A des sols bruns vertiques de Sumé (Paraíba) et de Oursi (Burkina Faso) regroupées dans le Tableau III et des moyennes issues de plusieurs dizaines de sols bruns vertiques (Tableau IV) et d'une dizaine de vertisols issus de roches semblables du socle précambrien des deux régions (Tableau V) conduit aux mêmes constatations en faveur des sols du Nordeste brésilien.

Tableau II. Quelques caractéristiques moyennes de l'horizon de surface des sols des deux régions. Sources : Nordeste - données de la banque de données SISSOLOS du SNLCS/EMBRAPA ; région sahélo-soudanienne : rapports des cartes pédologiques ORSTOM.

	Nordeste	Sahélo-soudanien
Granulométrie	argilo-sableux	sablo-argileux
Matière organique (%)	0,5 - 4,0 (2,0)*	0,3 - 1,5 (0,7)*
Ca^{2+} échangeable (mEq/100g)	5,0 - 10,00	0,5 - 2,0
Perméabilité ($mm.h^{-1}$)	élevée (50 - 400)	faible (15 - 25)
Structure	fragmentaire	massive
État de surface	non encroûté	encroûté

* le chiffre entre parenthèses indique la valeur la plus communément rencontrée.

Tableau III. Comparaison des caractéristiques analytiques de l'horizon A des sols bruns vertiques de Sumé (Paraíba) et Oursi (Burkina Faso). (D'après [8].)

	Sumé (Paraíba)	Oursi (Burkina Faso)
Argile (%)	32,0	33,5
Limons (%)	13,0	16,5
Matière organique (%)	4,6	0,7
Carbone (%)	2,77	0,40
Azote (%)	0,23	0,02
pH eau	6,7	7,7
Ca^{2+} échangeable (mEq/100g)	18,54	10,0
Mg^{2+} échangeable (mEq/100g)	4,0	3,8
S (mEq/100g)	29,21	18,06
T (mEq/100 g)	31,99	18,24
log 10 Is	1,30	1,65
log 10 K	1,47	1,17
Profondeur de l'horizon A	10 cm	22 cm

Tableau IV. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de l'horizon A des sols bruns vertiques des deux régions. Sources : Nordeste : données de la banque SISSOLOS du SNLCS / EMBRAPA. Région sahélo-soudanienne : Boulet [42] ; Boulet et Leprun [43].

	Nordeste (N = 48)			Sahélo-soudanien (N = 23)		
	Moyenne	Maxima	Minima	Moyenne	Maxima	Minima
Argile (%)	19,5	50,0	7,0	27,3	37,3	16,8
M.O (%)	2,1	5,8	0,3	1,0	1,3	0,7
C/N	11,2	14,3	9,4	9,8	12,4	9,1
K_2O (mEq)	0,42	1,38	0,09	0,31	0,53	0,16
S (mEq)	13,8	19,3	10,0	10,5	25,7	1,7
T (mEq)	14,6	19,8	11,4	12,4	25,7	3,5
S/T (%)	92,7	98,2	85,5	83,2	100,0	49,0
pH	7,2	7,8	6,6	6,4	8,1	5,0

Tableau V. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de l'horizon A des vertisols des deux régions. Sources : Nordeste : données de la banque SISSOLOS du SNLCS/EMBRAPA. Région sahélo-soudanienne : Boulet [42] ; Boulet et Leprun [43].

	Nordeste (N = 10)			Sahélo-soudanien (N = 11)		
	Moyenne	Maxima	Minima	Moyenne	Maxima	Minima
Argile (%)	45,6	68,0	30,9	30,7	50,8	15,9
M.O (%)	3,27	9,90	0,88	1,23	1,63	0,58
N (%)	0,19	0,36	0,08	0,10	0,30	0,05
C/N	9,7	11,0	8,0	13,2	15,7	11,7
K_2 O (mEq)	0,68	1,80	0,15	0,17	0,35	0,09
S (mEq)	33,7	52,6	18,2	17,2	33,9	7,1
T (mEq)	35,0	47,0	19,0	17,8	32,5	9,0
S/T (%)	90,0	100,0	37,0	91,0	100,0	78,0
pH	7,3	8,4	6,6	7,3	8,8	6,8

Milieu humain et activités agricoles

Les populations des deux régions, dont la densité est d'environ 16 habitants au kilomètre carré, sont essentiellement rurales. Elles pratiquent une agriculture de faible technologie, manuellement ou à l'aide de la traction attelée, mais les façons culturales sont différentes.

La population du Sertão, métissée d'indiens et de portugais, exerce une agriculture diversifiée et localisée qui associe les grains (maïs, haricot), le coton et l'agave fourragère et le petit élevage sédentaire au sein de propriétés closes et protégées. Les activités agricoles ont moins de 400 ans. Le labour se fait généralement dans le sens de la plus grande pente. La pratique du brûlis n'est utilisée qu'après le défrichement initial ("*a roça*") et le charbon n'est pas utilisé pour la cuisine, le gaz domestique étant largement distribué. Introduit depuis une cinquantaine d'années, l'Algaroba (*Propsopis juliflora*), issue des pays andins, est maintenant largement exploitée comme légumineuse fourragère arborée, associée à l'agave et au *Cenchrus ciliaris* (*buffel grass*). Depuis une vingtaine d'années, la pratique de l'irrigation de cultures industrielles par aspersion et pivots centraux sur de grandes surfaces en bordure du Rio São Francisco et par irrigation gravitaire et par aspersion de petites propriétés dans tout le Sertão, s'est considérablement développée. Des techniques simples d'irrigation et d'utilisation des "*açudes*" par les petits producteurs ont été mises au point récemment [26].

Pratiquée de manière itinérante et extensive depuis deux millénaires, l'agriculture sahélo-soudanienne est largement dominée par la monoculture (mil, sorgho, maïs, niébé, ignames...). Le brûlis annuel avant la préparation du sol est de règle. Chaque année, d'immenses "feux de brousse" mettent à nu des milliers d'hectares de savanes et jachères. Les villages de cultures se déplacent sans cesse dans un espace agricole communautaire,

mais le temps de jachère, qui était d'une dizaine d'années, se réduit de plus en plus. L'élevage est itinérant sur de grandes distances dans le Sahel et se regroupe autour des rares puits et mares permanentes. Le bois constitue la principale source d'énergie qu'il faut aller chercher de plus en plus loin et les villes et villages sahélo-soudaniens sont entourés d'une zone "dénudée" qui peut atteindre plusieurs dizaines de kilomètres.

Les principaux types de dégradations physiques

Les modifications des propriétés hydrodynamiques des sols
Effet sur le ruissellement

Deux sols bruns eutrophes développés sur des migmatites, sous pluviométries comparables et qui possèdent une composition granulométrique très proche, l'un à Sumé (Paraíba), l'autre à Oursi (Burkina Faso), présentent des indices de stabilité structurale Is et de perméabilité K de Hénin [27] différents (Tableau III). Le sol de Sumé, plus riche en matière organique et en cations, a une meilleure structure et perméabilité que son homologue sahélien.

Sous mêmes pluies simulées et à l'aide du même appareil dénommé infiltromètre à aspersion conçu par Asseline et Valentin [28], sur des parcelles de 1 m^2, ces deux sols se comportent de manière différente [12, 29]. La hauteur de la pluie d'imbibition, qui est la quantité d'eau qui s'infiltre sur sol sec avant le premier ruissellement après une pluie de récurrence annuelle, est de plus de 8 fois supérieure à Sumé qu'à Oursi, et cela aussi bien sur sol nu que sous végétation. Le taux de ruissellement de cette pluie, qui est nul à Sumé est de l'ordre de 30 % à Oursi. Sous végétation naturelle, une pluie de 1 h à 60 $mm.h^{-1}$ ne provoque aucun ruissellement à Sumé (Tableau VI). Après une série de pluies rapprochées sommant, en quelques jours, 364,5 mm à Sumé et 350,1 mm à Oursi, les taux de ruissellement sont respectivement de 31,7 % à Sumé contre 86,4 % à Oursi, soit près de 3 fois plus.

Tableau VI. Comparaison des ruissellements sur sol brun eutrophe sous pluies simulées.

	Sumé	Oursi
Pente (%)	2 à 4	1 à 1,5
Pluie de récurrence an.	48 mm	40 mm
Intensité moy. pluie	48 mm h^{-1}	60 mm h^{-1}
Parcelle nue 1 m^2		
Pluie d'imbibition	48 mm	6,2 à 8,4 mm
Taux de ruissellement	0 %	30,0 à 63,1 %
Taux de ruissellement après des pluies sommant env. 350 mm	31,7 %	86,4 %
Parcelle 1 m^2 sous végétation		
Pluie d'imbibition	96 mm	11 mm
Taux de ruissellement après une pluie de 1 h à 60 mm. h^{-1}	0 %	29,9 %

Les données recueillies durant plusieurs décades par les hydrologues de l'ORSTOM dans la zone sahélo-soudanienne [29, 30] permettent d'avancer des taux d'écoulements moyens supérieurs à 25 % de la pluviométrie annuelle pour des petits bassins hydrologiques dont les pentes sont inférieures à 2 % à 3%. Les moyennes des coefficients de ruissellement des 7 bassins versants de la Mare d'Oursi (Chevallier *et al.*, 1992) s'échelonnent de 13 % à 37 % (moyenne de 21,6%). Le bassin de Jalafanka, où sont situés les sols bruns subarides testés sous pluies simulées, est celui qui ruisselle le plus (37%). Sous climat sahélien (pluviosité de 200 à 600 mm) dont les sols sont encroûtés, Valentin *et al.* [31] citent le taux moyen de ruissellement de début de saison des pluies (sol sec) de 50%. Ce taux tombe à 25 % en climat soudanien (600-1 200 mm). L'influence du type d'encroûtement sur le ruissellement en région semi-aride africaine a été étudiée par Casenave et Valentin [32]. Sur certaines croûtes, le taux de ruissellement dépasserait 80 % et pourrait même atteindre 100%.

Les taux de ruissellement moyens mesurés sur petits bassins versants en milieu naturel ou peu perturbés dans la zone semi-aride du Sertão durant plus de 30 ans, font état de coefficients inférieurs à 6 % de la pluviométrie annuelle pour des pentes souvent supérieures à 5 % [33].

Les chiffres de pertes en eau des parcelles de 100 m^2 du Tableau VIII, confirment ces résultats.

Les sols des bassins versants de la zone semi-aride sahélo-soudanienne ruissellent donc de 5 à 10 fois plus que ceux de leurs homologues du Nordeste semi-aride.

Les modifications de la structure. La formation des croûtes

La structure de l'horizon de surface des sols du Nordeste semi-aride est le plus souvent du type fragmentaire. Les structures grumeleuses ou polyédriques fines assez bien à bien développées sont fréquentes, les structures massives rares, excepté dans le cas des solonetz. Les sols bruns eutrophes non calciques modaux ou vertiques et les vertisols ont une structure de surface polyédrique, fine en assemblage, polyédrique ou cubique plus grossier et une cohésion d'ensemble moyenne à faible. Les données de plus de 400 horizons de surface de sols sous *caatinga* [8], regroupant tous les types de sols (latosols, sols podzoliques et sols à argiles 2:1) indiquent un taux de matière organique moyen de 1,8%. Cette matière organique est bien minéralisée (C/N moyen de 9,6) et de type mull. Le taux moyen de la somme des cations échangeables S est de 7,3 mEq et celui du taux de saturation de 67%.

Les sols sahélo-soudaniens, et en particulier les sols ferrugineux tropicaux, ont une structure de surface généralement massive à cohésion d'ensemble moyenne à forte. Les sols sur sables dunaires fixés présentent une structure de surface lamellaire. La structure grossière des sols bruns développent généralement un assemblage compact. La présence de croûtes et pellicules superficielles argilo-limoneuses durcies est très fréquente.

A Sumé, les travaux ont permis de montrer que sur les plages de sol brun eutrophe vertique nu qui possède une structure lamellaire fragile de sub-surface, l'infiltration initiale qui est de 63 $mm.h^{-1}$, c'est-à-dire la valeur de l'intensité de la pluie, tombe à 40 $mm.h^{-1}$ au bout de 10 mm, puis se stabilise rapidement autour de 19 $mm.h^{-1}$. En revanche, sur le même sol contigu, mais sous végétation, dont la structure est fragmentaire, l'infiltration se maintient à 64 $mm.h^{-1}$ qui est la valeur de l'intensité de la pluie durant des deux pre-

mières heures et se stabilise ensuite autour de 19 $mm.h^{-1}$. Le ruissellement ne survient qu'au cours des pluies suivantes et l'intensité d'infiltration se stabilise alors autour de 30 $mm.h^{-1}$. L'infiltration du sol nu paraît donc être réglée par la conductivité hydraulique de la structure lamellaire superficielle. Sur sol sous végétation, dont la structure n'est pas lamellaire mais fragmentaire, le ruissellement n'intervient que lorsque l'humectation du profil atteint son niveau limite de capacité de rétention. Sur le même sol nu, deux parcelles voisines de 1 m^2 chacune, l'une non travaillée, l'autre sarclée à la houe sur 10 cm d'épaisseur, soumises aux mêmes pluies simulées, ont permis de tester l'influence du travail du sol. Après la première pluie, le taux de ruissellement de la parcelle sarclée est près de 13 fois inférieur à celui de la parcelle non travaillée, mais la structure polyédrique grossière due au sarclage s'est effondrée laissant une surface ondulée sans aspérités. Le lendemain, une pluie de 30 mm à intensité de l'ordre de 100 $mm.h^{-1}$ appliquée aux deux parcelles produit le même taux de ruissellement de 66 % et une perte en terre supérieure à 580 kg. ha^{-1} Cette expérience met en évidence le fait que la dégradation de la structure du sarclage sous l'effet d'une forte pluie, qui s'apparente au phénomène de la "croûte structurale" sahélienne [34], est un phénomène rapide dont les conséquences sur l'infiltration et l'érosion sont importantes et immédiates. Cette "croûte" élimine rapidement l'effet du sarclage sur l'infiltration et la parcelle sarclée se comporte alors comme une parcelle nue à structure lamellaire. Laissée en repos durant douze mois, la parcelle sarclée précédente a été soumise durant deux jours à des fortes pluies simulées sommant 164 mm. Ces pluies n'ont occasionné qu'un ruissellement de 22,3 mm et aucune perte en terre. Ceci prouve qu'en un an, sous l'effet de l'activité biologique, le sol peut reconstituer sa structure et ses propriétés physiques initiales dégradées par le travail du sol et l'impact des pluies.

A Oursi, une expérience similaire a mis en évidence qu'un labour d'une dizaine de centimètres, suivi d'un planage au râteau, a pour conséquence d'augmenter de manière importante la pluie d'imbibition (13,3 mm contre 4,2 mm sur sol nu non travaillé), mais que, très vite, une croûte de battance à texture fine de 1 mm et plus se forme et la parcelle devient alors presque imperméable [29]. On ne sait, dans le cas présent, si le sol récupère rapidement sa structure, mais les observations de terrain indiquent que ce n'est malheureusement pas le cas. En effet, la généralité du phénomène d'encroûtement en zone sahélo-soudanienne [34], la présence de graminées uniquement dans les traces de roues de véhicules ayant brisé la croûte plusieurs années auparavant et la nécessité d'une scarification superficielle pour rendre possible toute germination en milieu naturel, à l'exception des placages et microdunes sableuses [35, 36], indiquent que le phénomène est permanent sans être irréversible. Les mises en défens du Ferlo sénégalais et du Gourma malien indiquent des durées nécessaires à la récupération du sol et de la végétation de l'ordre de la dizaine d'années et plus.

En ce qui concerne les facteurs favorisant la formation des croûtes, Piéri [37], après avoir testé près de 500 échantillons de sols, propose pour juger du maintien de la stabilité structurale, les valeurs du quotient suivant : $St\,(\%) = \dfrac{\text{matière organique}\,(\%)}{\text{argiles + limons}\,(\%)} \times 100$

- si St < 5%, l'horizon est déstructuré et présente une grande sensibilité à l'érosion ;
- si St < 7%, l'horizon est instable et présente un risque élevé de déstructuration ;
- si St > 9%, l'horizon ne présente pas de risque immédiat de déstructuration.

De leur côté, Valentin [38, 39] et Hoogmoed [40] avancent qu'une texture sableuse avec approximativement 90 % de sables et 10 % d'argile ou de limon serait la plus favorable à la formation de croûtes. La présence d'argiles 2:1 accentuerait le phénomène. Enfin, les tests sous pluies simulées incitent Collinet [41] à proposer pour les sols sahéliens l'indice Mg/CEC. Lorsque celui-ci est supérieur à 50 %, les risques d'encroûtement seraient élevés.

Si l'on applique l'indice proposé par Piéri aux sols des deux régions, il en vient :

- pour le sol brun de Sumé avec 4,6 % de M.O et 45 % A+L; St = 10, il n'y a aucun risque de déstructuration ;
- pour 48 sols bruns du Nordeste (Tableau III) avec 2,16 % kaolinitiques M.O et 44,3 % A+L; St = 4,7, il y a risque élevé de déstructuration ;
- pour tous les sols du Nordeste avec 1,8 % M.O et 35 % A+L [8] ; St = 5,1%, il y a risque de déstructuration ;
- pour le sol brun d'Oursi avec 0,7 % M.O et 50 % A+L (Tableau III) ; St = 1,4, le sol est physiquement dégradé ;
- pour les valeurs moyennes des sols bruns subarides vertiques du N du Burkina Faso [42, 43] soit 0,8 % M.O et 44 % A+L ; St = 1,8, le sol est physiquement dégradé.

Pour ce qui concerne le rapport Mg/CEC, si pour les sols bruns de Sumé et Oursi qui possèdent des valeurs de Mg échangeables de l'ordre de 3,5 à 4 mEq et des CEC variant de 15 à 32 mEq, les valeurs sont inférieures à 50 % et indiquent peu de risques d'encroûtement, les valeurs de ce rapport calculées à partir des données des cartographies pédologiques du Burkina Faso sont supérieures à 50 % pour de nombreux sols kaolitiques pauvres de la zone sahélo-soudanienne. En revanche, pour l'ensemble des sols du Nordeste, ce rapport moyen est de 26 et éloigne le risque d'encroûtement, ce qui, dans les deux cas précédents confirme les faits d'observation et les tests de simulation de pluies. On peut donc avancer qu'en règle générale les sols de la zone sahélo-soudanienne sont, soit déjà dégradés physiquement, soit enclins à des risques élevés de déstructuration, alors que dans le Nordeste semi-aride, ces risques, lorsqu'ils existent, sont bien moins élevés.

Le compactage de l'horizon de surface

Les principaux sols du Nordeste semi-aride ne présentent pas, grâce à leur structure fragmentaire, et quelle que soit leur texture, à l'exception des solonetz, une forte cohésion de leur horizon superficiel. Le phénomène de compactage vérifié par des valeurs élevées de la densité apparente est rare, même dans le cas de cultures mécanisées. Le compactage du type semelle de labour n'a été observé que sur certains latosols et sols podzoliques à texture sableuse, labourés au tracteur à disques dans les régions les plus humides du Sertão (Piauí et Bahia). Les sols bruns eutrophes et les vertisols de Sumé ont, malgré leur texture relativement lourde, des valeurs de densité apparente ne dépassant pas 1,40, valeurs qui restent plus ou moins constantes en profondeur.

Les analyses physiques des sols de l'étude pédologique de la région centre-nord de la Haute-Volta (Burkina Faso) situés en zone sahélo-soudanienne révèlent des valeurs de densité apparente en moyenne supérieures à 1,70 et pouvant même dépasser 2,0 sous végétation naturelle ou sous jachère [42]. C'est le cas, non seulement des sols ferrugineux tropicaux, mais également des sols bruns du type de ceux d'Oursi (valeurs allant de 1,4 à 2,2 soit une moyenne de 1,66, relevées sur les sols de la Mare d'Oursi, par Leprun [44] et

Sicot, [45]). Le problème du compactage des sols sahéliens est passé en revue par Valentin [46].

Les stabilités structurales, en règle générale, sont médiocres et les perméabilités faibles. En zone soudano-sahélienne, Charreau et Nicou [47] ont mis en évidence que la mise en culture a pour effet, en une dizaine d'années :

1) de réduire de 15 % la porosité du sol, ce qui a pour conséquence d'augmenter la densité apparente dont les valeurs dépassent alors 1,50 ;

2) de provoquer un doublement et même un triplement de la cohésion du sol ;

3) de réduire fortement la stabilité structurale et la perméabilité à l'eau.

La mobilisation des constituants granulométriques par l'eau et le vent Les effets de l'érosion

L'effondrement des structures de surface en milieu naturel peu protégé par la végétation soumis à la mise en culture ou au piétinement des troupeaux, livrées à l'impact des gouttes de pluie, va libérer et mobiliser les constituants granulométriques de l'horizon de surface. Ceux-ci vont être repris par l'eau de ruissellement et le vent et contribuer aux phénomènes d'érosion. Il a été montré qu'à Sumé l'effondrement de la structure était rapide mais facilement réversible dans les conditions naturelles, et que les sols du Nordeste semi-aride ne présentaient pas les croûtes superficielles de leurs homologues sahélo-soudaniens, étaient mieux structurés et plus perméables et qu'ils ruisselaient donc beaucoup moins.

Or, l'eau qui ruisselle entraîne les constituants du sol, libérés par la déstructuration de l'horizon de surface, et constitue la charge solide érodée.

La comparaison des facteurs de la susceptibilité des sols [48] des deux régions semi-arides à l'érosion hydrique a été tentée par ailleurs [49-51]. L'ordre de variation de ces facteurs est donnée dans le Tableau VII.

Tableau VII. Ordre de variation des valeurs des facteurs de l'érosion hydrique pour les deux régions. Sources : Nordeste, Leprun [51] ; région sahélo-soudanienne, Roose [5].

Facteurs	Nordeste	Sahélo-soudanien
R (érosivités des pluies)	1 à 5	1 à 10
K (érodibilité du sol)	1 à 10	1 à 12
SL (topographie)	1 à 80	1 à 25
C (couverture végétale)	1 à 1 000	1 à 1 000
P (pratiques culturales)	1 à 20	1 à 10

On peut remarquer que si ces variations sont du même ordre de grandeur, la fourchette de variation des facteurs topographiques SL et des pratiques culturales P est plus large dans le cas du Nordeste en raison du modelé plus pentu et des façons culturales plus variées et associées qu'en Afrique sèche. La remarquable efficacité de la couverture végé-

tale qui, dans les deux cas, peut réduire jusqu'à 1 000 fois les pertes en terre est à souligner. Les données de ce tableau ne permettent en revanche pas de se faire une idée des quantités de terre érodées dans chacune des deux régions. Pour permettre cette comparaison, diverses données de pertes en terre et en eau obtenues à partir de parcelles expérimentales et de petits bassins hydrologiques dans des conditions les plus proches possibles ont été regroupées dans le Tableau VIII. Sous pluviosité de l'ordre de 850 mm, limite du climat semi-aride, les données proviennent de parcelles de 100 m^2 sur sol bruns eutrophes de Serra Talhada, Sertão du Pernambuco [52] et de Linoghin, Burkina Faso [53]. Sous pluviosité moyenne de l'ordre de 400 à 500 mm et sur petits bassins sur sols bruns vertiques, les données sont issues de Sumé, Sertão de la Paraíba [54] et l'Allokoto, Niger [55]. L'examen des chiffres de pertes en terre et en eau de ce tableau indiquent que ces pertes sont plus élevées dans la zone sahélo-soudanienne que dans le Sertão du Nordeste dont les pentes sont pourtant plus accentuées.

Tableau VIII. Comparaison des valeurs de pertes en terre et en eau pour des stations comparables des deux régions.

Stations	Serra Talhada (Pernambuco)	Linoghin (Burkina Faso)	Sumé (Paraíba)	Allokoto (Niger)
Superficie (ha)	0,1	0,1	0,42	0,48
Type de sol	Brun	Brun	Brun vertique	Brun vertique
Pluvio. an. (mm)	850	800	540	440
Pente (%)	4,7	1,5	7,0	3,0
Sol nu				
Pertes en terre ($t.ha^{-1}$)	2,45	13,92	0,36	1,10
Pertes en eau (%)	-	35,8	4,4	5,2

Cette tendance plus érosive est conservée à l'échelle des grands bassins hydrographiques de plusieurs milliers de kilomètres carrés : la partie semi-aride du bassin du Rio São Francisco présente une érosion spécifique de 7,18 $t.km^{-2}.an^{-1}$ [56] contre 10,4 pour le fleuve Sénégal [57]. Alors que l'érosion dans le Nordeste est de nature hydrique et de forme linéaire fréquente due à des pratiques agricoles erronées comme le travail et le semis exécutés dans le sens de la pente, l'érosion en zone sahélo-soudanienne est à la fois hydrique de forme laminaire généralisée et éolienne et atteint non seulement les sols cultivés, mais également certains milieux naturels fragiles.

Les principales dégradations physico-chimiques

L'appauvrissement de surface

Soumis au ruissellement et à l'érosion différentielle durant la saison des pluies, l'horizon superficiel des sols va perdre des éléments fins et des substances nutritives organiques et minérales. Ces pertes vont naturellement dépendre des conditions pluviométriques, édaphiques et biologiques rencontrées par la pluie à son contact avec le sol.

L'horizon de surface de nombreux sols de l'Afrique de l'Ouest semi-aride sont dits appauvris. Cet horizon est plus sableux et plus lixivié que les horizons sous-jacents. C'est le cas des sols ferrugineux tropicaux lessivés ou non.

L'appauvrissement par l'érosion et le ruissellement peut être évalué en analysant les eaux et les sédiments évacués hors des parcelles ou des bassins expérimentaux. Cette évaluation a été faite à Patu, dans le Sertão du Rio Grande do Norte, sous 750 mm de pluviométrie annuelle sur parcelle de 100 m^2 et pente de 2,5 % d'un sol podzolique rouge-jaune (alfisol) sous cultures associées de maïs, haricot et coton dont la moyenne annuelle des pertes en terre est de 7,51 $t.ha^{-1}$ et la moyenne de perte en eau de 33 % des précipitations annuelles [58].

Les pertes moyennes annuelles par érosion solide sont les suivantes en kg. ha^{-1} : 0,77 de Ca ; 0,14 de Mg ; 0,16 de K et 70,8 de matière organique (MO).

A Saria (Burkina Faso), sur sol ferrugineux tropical lessivé comparable chimiquement au sol précédent, sous 850 mm de pluviométrie annuelle, la pente de la parcelle cultivée en sorgho étant de 0,7 %, et qui accuse une perte en terre et en eau annuelles de 7,3 t/ha et 24,9 %, les pertes en cations de la charge solide atteignent en kg/ha /an : 6,1 de Ca ; 6,9 de Mg ; 38,2 de K et 257,5 de matière organique [59], soit respectivement 8, 45, 238 et 3,6 fois les taux de Ca, Mg, K et de MO obtenus dans le Sertão du Nordeste.

L'appauvrissement de surface par ruissellement et érosion est donc bien plus important en zone sahélo-soudanienne que dans le Nordeste semi-aride.

Les risques de salinisation

Issues d'eaux de pluies considérées en première analyse comme de composition identique, les rares analyses d'eaux de ruissellement des deux régions indiquent des compositions très proches. Mais, alors que la charge minérale de ces eaux croît rapidement à mesure que l'écoulement vers les rivières, les réservoirs et l'infiltration dans les nappes se prolonge et que l'infiltration s'approfondit dans le Sertão, leur composition évolue très peu en zone sahélo-soudanienne [8].

L'aménagement agricole des eaux de surface du Nordeste semi-aride pose, en raison de la profondeur généralement faible des sols, de leur richesse en cations échangeables et en minéraux altérables, de la présence constante d'affleurements des roches cristallines du socle et de conditions de température et d'évaporation élevées, de réels problèmes [60]. En 1978, la superficie affectée par les problèmes de salinisation atteignait déjà, quelques années seulement après le début de la mise en valeur, 25 % à 30 % des périmètres irrigués [61]. La plupart des zones mises en irrigation par le DNOCS (Département national des ouvrages contre les sécheresses), soit plus de 100 000 ha se sont trouvées rapidement sali-

nisées [62]. Faute de mesures de prévention et de systèmes de drainage efficaces, cette situation s'est encore aggravée aujourd'hui. La totalité des périmètres irrigués de São Gonçalo (Paraíba) soit 1 340 ha, une très forte proportion des périmètres de Custódia (Pernambuco), de Ceraíma (Bahia) et de Morada Nova (Ceará) sont atteints par les sels et quasi improductifs. Ce n'est que récemment que le danger de l'utilisation des eaux superficielles transitant par certains sols a été soulevée [4] et la dynamique des sels étudiée [9] (Laraque, 1991), alors que la forte minéralisation des eaux avait été étudiée et signalée dès 1964 par Pioger. Les eaux souterraines sont également souvent très minéralisées. Reboucas [63] indique que 80 % des 130 analyses d'eaux de nappes du bassin du Potiguar (Ceará, Piauí, Rio Grande do Norte) atteignent ou dépassent la qualification C3 et sont donc très restrictives pour l'irrigation.

A l'exception de certaines zones de sols salés, en particulier au Sénégal, l'usage des eaux superficielles peu minéralisées sahélo-soudaniennes pour l'irrigation ne pose pas de réels problèmes de salinisation.

Les leçons issues de la comparaison des facteurs écologiques et des dégradations en milieu semi-aride brésilien et africain

Les caractéristiques comparées des facteurs de l'écologie et des dégradations des deux régions sont résumées et regroupées dans le Tableau IX.

L'examen de ce tableau et les considérations précédentes permettent de proposer un scénario aux processus de dégradations et de tirer quelques enseignements.

Le milieu semi-aride sahélo-soudanien ouest-africain

Chimiquement pauvres du fait de la nature de leurs roches mères issues d'un épais manteau d'altération latéritique kaolinique, soumis à un climat plus agressif et en particulier à des pluies concentrées et érosives et à des vents puissants soufflant du N.-E., situés aux marges d'un grand désert, les sols de la zone semi-aride ouest africaine sont en majorité de texture sableuse et sont colonisés par une végétation naturelle de type savane arbustive à arborée lâche et localement à des "brousses tigrées" contractées. Cultivés depuis plus de 2 000 ans de manière itinérante, soumis à des feux annuels de fin de saison sèche qui laissent le sol totalement exposé à l'impact des gouttes de pluie, appauvris et dégradés superficiellement par le ruissellement et l'érosion hydrique qui entraînent les éléments nutritifs, cations échangeables et matière organique, ces sols vont perdre leur structure de surface et libérer leur constituants granulométriques. Les éléments fins les plus riches sont exportés par l'érosion et une partie va colmater la porosité intergranulaire des glacis bas et collatures et favoriser l'encroûtement. Une autre partie, surtout constituée de sables, va alimenter des microdunes et des placages sableux mobiles. Il en résulte une forte diminution de l'infiltration et des réserves en eau du sol et une diminution corrélative de la végétation qui se contracte dans les collatures humides. C'est ainsi que se formeront les "brousses tigrées" avec leurs bandes boisées et leurs bandes nues encroûtées alternées animées d'une active dynamique de déplacement [17, 35].

La dramatique péjoration climatique qu'a connu la zone sahélo-soudanienne depuis 1968, et qui se prolonge encore, est particulièrement défavorable à la régénération de la

Tableau IX. Caractéristiques comparées des facteurs de l'écologie et des dégradations des deux régions semi-arides.

Facteur	Nordeste	Sahélo-soudanien
Situation géographique Continentalité	Entouré de zones humides Peu accentuée	Au sud du Sahara Accentuée
Climat Erosivité des pluies	Moins contrasté, chaud et évaporant Moins érosives	Plus contrasté, chaud et évaporant Plus érosives
Roches	Cristallines peu altérées dominantes	Sédimentaires et roches altérées dominantes
Tectonique	Active (surrection)	Stable
Modelé et réseau hydrographique	Ondulé, non cuirassé, non dunaire, exoréique	Plat, cuirassé, dunaire, endoréique fréquent
Végétation	*Caatinga*, forêt xérophyte basse et fermée, régénération rapide	Savane graminéenne ouverte et "brousse tigrée" contractée
Sols	Plus argileux, peu épais, riches, perméables, non encroûtés	Plus sableux, épais, pauvres, kaoliniques, désaturés, encroûtés
Population et activités agricoles	16 hab/km^2, rurale , agriculture et élevage récents et fixés, brûlis rares	16 hab/km^2, rurale, agriculture et élevage anciens et itinérants, brûlis annuels
Dégradations physiques	Structure fragmentaire qui s'effondre mais se reconstitue Risques d'érosion hydrique linéaire	Déstructuration de surface, Encroûtement, compactage, Forts taux de ruissellement et d'érosion hydrique laminaire, érosion éolienne
Dégradations chimiques	Risques de salinisation élevés	Appauvrissement superficiel

végétation. L'encroûtement va favoriser un ruissellement qui va retirer au sol 30 % et plus de l'eau qui pourrait s'y infiltrer. Sous de faibles pluviosités, ce manque d'eau ne va pas permettre, les années "normales", de mener les cultures à terme. Les rendements, faibles naturellement, diminuent encore faute de matière organique et d'éléments fertilisants dans l'horizon supérieur. L'encroûtement va empêcher la germination des graines par asphyxie, manque d'eau et résistance à la levée. L'accroissement de la population de la zone sahélo-soudanienne est un phénomène rapide et constant. Dans l'Oudalan, au Nord du Burkina Faso, la population s'est accrue de 64 % entre 1955 et 1974. A cet accroissement a correspondu un accroissement de 75 % des surfaces cultivées gagnées sur les terres en jachère et sur les sols dunaires fragiles [64]. Pour faire face aux besoins de la forte pression démographique, on développe les techniques extensives d'exploitation car les rendements évoluent peu [65]. Pour Piéri [37], la zone sahélo-soudanienne a déjà largement dépassé sa capacité d'accueil basée sur les systèmes d'agriculture et d'élevage traditionnels. Dans le Sahel, les éleveurs, faute de pâturages naturels suffisants (selon

Grouzis [21], la charge de bétail y excéderait déjà de plus de 30 % la capacité de charge calculée sur la base de la production herbacée moyenne), émondent et étêtent les ligneux pour mettre le feuillage à la disposition du bétail. La strate arborée et arbustive, déjà réduite, va particulièrement souffrir de ces pratiques exercées principalement durant les années à déficit climatique accentué. Le phénomène de désertification fondé sur une très faible productivité biologique des zones arides ou semi-arides affectées par les processus de dégradation physique et chimique de la surface du sol, est alors en cours et va gagner inexorablement sur les zones soudaniennes plus méridionales. Piéri [37] résume ces processus en zone de savane sahélo-soudanienne de la manière suivante : "l'analyse basée exclusivement sur des observations en champs paysans, souligne l'importance première de la dégradation des propriétés physiques de sols cultivés... Perte en matière organique, pulvérulence, battance, ruissellement et érosion de l'horizon de surface sont en effet les manifestations les plus fréquentes de la dégradation". Pour Brabant [66], le Sahel est l'une des régions africaines qui présentent le pourcentage le plus élevé de terres présentant un état de dégradation fort à extrême, et le surpâturage serait la cause de dégradation dominante en Afrique. Les relations sol-végétation-population des écosystèmes sahélo-soudaniens sont en déséquilibre et la région entière est en crise. La première leçon est que même si la cause première de cette crise est climatique, c'est la pression démographique et son corollaire, l'extensification des activités et agricoles et pastorales et des terres de cultures et de parcours, qui en sont la cause profonde. La seconde leçon est que, dans cette zone, il s'agit bien d'un état actuel de dégradation avancée à réparer et non de risques potentiels à prévenir. Cela signifie que le temps est compté et que l'on ne peut se tromper. Enfin, la troisième leçon est que, s'il existe des solutions d'intervention et de réhabilitation, ces solutions sont compliquées par la gravité de la situation et le fait qu'elles mettent en jeu des processus complexes liant le sol, l'eau, la plante et l'homme et qu'elles doivent respecter et composer avec les traditions des pasteurs [67] et des paysans.

Le milieu semi-aride du Nordeste brésilien

La situation du Nordeste semi-aride brésilien est toute autre. Elle est bien moins grave. Même si certaines voix écologiques de la communauté scientifique brésilienne avancent les termes de désertification [68], des pourcentages de milliers de kilomètres carrés de zones dégradées et font une approximation abusive entre Sahara et Ceará, les exemples fournis dans ce travail démontrent la qualité des horizons de surface des principaux sols, l'absence d'encroûtement, la faiblesse des remaniements mécaniques de surface et le transport des matériaux, en particulier par le vent, les taux de ruissellement et d'érosion réduits, la remarquable régénération de la végétation naturelle, faits qui écartent définitivement les critères de désertification quels qu'ils soient. Il existe certes des risques de dégradations environnementales fondées sur la variabilité des pluies, sur l'aridité climatique et édaphique des sols peu épais, sur l'intensification des activités humaines (extractivisme, agriculture et élevage) et en particulier les dégradations dues à l'irrigation (utilisation d'eaux chargées, compactage sous pivot central, absence de drains, excès d'eau) et à des pratiques culturales erronées (travail et semis dans le sens de la pente). Mais les bonnes propriétés physiques et la fertilité chimique des sols, le potentiel de régénération de la végétation naturelle, l'espace agricole fermé, la faible pression démographique rurale, ne mettent pas l'écosystème *caatinga* en péril.

Conclusion : les solutions de réhabilitation possibles

A la lumière des enseignements précédents tirés de l'étude comparée des facteurs de l'écologie et des dégradations des deux zones d'études semi-arides, voici quelques suggestions de réhabilitation des terres de chacune des zones.

La zone semi-aride du Nordeste brésilien

Dans la région semi-aride du Nordeste, il convient de conserver les bonnes propriétés physiques naturelles de surface des sols en veillant à une gestion correcte de leur bilan organique. Toutes les mesures et pratiques culturales qui tendent à réduire le ruissellement et l'érosion et l'exportation de matière organique sous forme soluble et solide est à privilégier. Parmi ces pratiques, qui ont été testées au champ [69], il convient de signaler la conduite du travail du sol et du semis selon les courbes de niveau et non dans le sens de la plus grande pente comme cela se fait préférentiellement dans le Sertão et la pratique des cordons herbeux isohypses qui réduisent dans de grande proportions les pertes en terre et permettent une infiltration maximale. Des corrélations négatives hautement significatives ont été obtenues aux confins de la zone semi-aride entre les pertes en terre et les taux de matière organique [50]. Les régressions obtenues qui obéissent à des équations du type fonction de puissance ou exponentielle mettent en évidence des seuils critiques d'érosion aux environs de 1,5 % de matière organique. Il convient donc de maintenir l'horizon de surface du sol au dessus de ce seuil. Le défrichement à l'aide d'engins à lame qui retirent les premiers centimètres du sol, pratique courante, est à bannir.

Il convient également de favoriser au maximum l'infiltration par des pratiques du type des billons isohypses cloisonnés qui donnent d'excellents résultats. La mécanisation du travail du sol doit être la plus légère possible et le labour effectué sur sol peu humide.

L'irrigation doit être pratiquée avec prudence en surveillant les quantités d'eau appliquée, la qualité de cette eau, l'efficacité des drains et la mécanisation des travaux. La technique douce du goutte à goutte est conseillée.

La pratique de réhabilitation la plus efficace des sols dégradés du Nordeste sec est la mise en jachère. En quelques années, la régénération de la végétation naturelle ligneuse, la *caatinga* arbustive à base de légumineuses, peut passer à une véritable forêt à strate arborée à espèces nobles [70] capable de reconstituer un horizon humifère. Sur sol brun, à Sumé, une phytomasse de 50 $t.ha^{-1}$ a été reconstituée en 5 ans sur une jachère de cultures de tomates [17]. L'introduction de l'Algaroba (*Propsopis juliflora*), légumineuse arborée pâturée associée ou non à une graminée elle aussi pâturée (*Eriochloa polystachya*) permet la récupération des sols salinisés [11, 71].

La zone semi-aride sahélo-soudanienne ouest africaine

La réhabilitation des terres sahélo-soudaniennes et de leur fertilité passe par un arrêt de l'exploitation des espaces ouverts et des milieux fragiles comme les dunes fixées et les "brousses tigrées" et par une intensification des cultures des meilleures terres et en particulier des terres de bas-fonds et cuvettes à sols lourds souvent délaissés. Car, si comme le dit avec raison Piéri [37], "seules la faible intensité culturale et la consommation d'espace permettent aux systèmes de culture traditionnels de se maintenir", la recherche d'autres

systèmes non traditionnels et plus productifs est possible. Le stockage de l'eau dans de petits barrages collinaires type "açudes" et l'introduction de techniques d'irrigation gravitaire simples en aval de ces barrages, à l'exemple de ceux adoptés avec succès par les petits producteurs dans le Nordeste brésilien [26, 72], est une de ces possibilités. La mise en défens des terres et pâturages les plus dégradés et la reprise de la prolongation des jachères deviennent des impératifs. A l'exemple du Nordeste, la clôture et une réglementation des droits sur certaines terres communautaires constituent les premiers stades incontournables à un contrôle de l'espace et des ressources, seuls garants de la conservation de l'écosystème. L'installation et la stabilisation de petites exploitations familiales pratiquant un élevage bovin-ovin intensifié par le recours à des fourrages plantés en décrue ou irrigués plus productifs et une agriculture mixte pluviale et de décrue ou irriguée à partir "d'açudes" communautaires sont des solutions viables possibles. Comme dans le Sertão, la régénération de la végétation ligneuse naturelle et la plantation d'espèces forestières du type Prosopis (légumineuses fixatrices d'azote) sont des préalables essentiels à la reconstitution de l'horizon humifère et à des conditions de maintien de la structure empêchant la formation de croûtes. Les croûtes superficielles peuvent être colonisées par une végétation pionnière graminéenne et arbustive après scarification ou piétinement contrôlé du bétail qui auront pour but de briser la croûte et favoriser l'infiltration et la germination. Les bandes boisées des formations de "brousses tigrées" sont à protéger du surpâturage et de la machette des éleveurs. Des pare-feu doivent être réalisés pour protéger les pâturages. L'usage du bois comme unique ressource énergétique domestique doit être abandonné et, comme dans le Nordeste brésilien, substitué le plus possible par le gaz ou le pétrole. Il faut, par des pratiques simples connues et testées [73] réduire le ruissellement et l'érosion.

Comme on le voit, de nombreuses solutions scientifiques et techniques de conservation et de réhabilitation des terres, suggérées par l'examen des écologies et des dégradations de chacune des deux régions, sont viables et fonctionnent. Elles constituent des perspectives nouvelles intéressantes et dynamisantes. Il convient maintenant de les concrétiser, de tester et valider ces techniques en milieu réel. Mais pour cela, il est nécessaire de changer certaines mentalités, de convaincre les décideurs, lesquels ont besoin de l'appui politique... et ce n'est pas le plus facile!

Références

1. Nimer E. (1979). Climalologia do Brasil. Recursos Naturais e Meio ambiante, IBGE, Rio de Janeiro ; 4 (421 p).
2. Le Houérou H.N. (1989). La variabilité de la pluviosité annuelle dans quelques régions arides du monde ; ses conséquences écologiques. In : Bret B., éd. *Les hommes face aux sécheresses. Nordeste brésilien, Sahel africain*. EST-IHEAL/Tastet, Paris : 127-137.
3. Wischmeïer W.H. (1958). Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans Amer Geophys Union Washington* ; 39 : 285-291.
4. Leprun J.C. (1983). Relatorio de fim de convénio de manejo e conservação do solo no Nordeste brasileiro (1982-1983). Rapp. multigr. SUDENE-ORSTOM, Recife (290 p).
5. Roose E.J. (1977). Érosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest ; vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales. Trav. et Doc. ORSTOM, Paris, n° 78 (108 p).

6. Gallardo Y. (1989). Sur la prédictibilité des pluies au Nordeste, au Sahel et au NW de l'Inde. In : Bret B., éd. *Les hommes face aux sécheresses. Nordeste brésilien, Sahel africain*. EST-IHEAL/Tastet, Paris : 215-222.
7. Millot G. (1964). *Géologie des argiles*. Masson et Cie, Paris (499 p).
8. Leprun J.C., da Silveira C.O. (1992). Analogies et particularités des sols et des eaux de deux régions semi-arides : le Sahel de l'Afrique de l'Ouest et le Nordeste brésilien. In : *L'aridité, une contrainte au développement*. Didactiques, ORSTOM, Paris : 131-151.
9. Molle F. (1991). Caractéristiques et potentialités des "açudes" du Nordeste brésilien. Thèse Sciences, Université Montpellier II (380 p).
10. UNITED STATE. (1954). Salinity Laboratory Staff. Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. USDA, Agriculture Handbook n° 60.
11. Leprun J.C., Duarte M.J. (1983). Aproveitamento das águas e dos solos salinizados no cultivo da algarobeira - *Prosopis Juliflora* (Sw) Dc - no Nordeste semi-árido brasileiro. 1° Congresso brasileiro de forrageiras e pastagens nativas, Olinda, PE (8 p).
12. Molinier M., Audry P., Desconnets J.C., Leprun J.C. (1989). Dynamique de l'eau et des matières dans un écosystème représentatif du Nordeste brésilien. Conditions d'extrapolation spatiale à l'échelle régionale. Rapport. final A.T.P. Piren, Rapp. multigr. ORSTOM, Recife (25 p).
13. Blot A. (1970). Les nappes phréatiques du Sénégal oriental. Données géochimiques sur les eaux. Rapp. ORSTOM, multigr., Dakar (34 p).
14. Blot A. (1980). L'altération climatique des massifs de granite au Sénégal. Trav. et Doc. ORSTOM, Paris, n° 144 (434 p).
15. Leprun J.C. (1979). Les cuirasses ferrugineuses des pays cristallins de l'Afrique occidentale sèche. Genèse, transformations, dégradation. Thèse doct., Strasbourg, 1979 et Mém.Sc. Géol. Strasbourg, n° 59 (224 p).
16. F.A.O. (1975) *Formulation of a tropical forest monitoring project*, FAO/UNEP, Rome.
17. Leprun J.C. (1992). Étude de quelques brousses tigrées sahéliennes : structure, dynamique, écologie. In : *L'aridité, une contrainte au développement*. Didactiques, ORSTOM, Paris : 221-244.
18. Hayashi I. (1981). Plant communities and their environments in the caatinga of Northest Brazil. Latin American studies, 2, Univ. Tsukuba Skura-Muraz Ibarahi, Japon.
19. Duque J.G. (1980). *O Nordeste e as lavouras xerofilas*. 3° ed. Fundação Guimarães Duque, Coleção Mossorense,. Ed. Escola sup. Agric., Mossoro (238 p).
20. Lamothe M., Bourlière F. (1978). *Problèmes d'écologie : structure et fonctionnement des écosystèmes terrestres*. Masson, Paris.
21. Claude J., Grouzis M., Milleville P. (1991). *Un espace sahélien : la Mare d'Oursi - Burkina Faso*. ORSTOM, Paris (241 p).
22. Bailly C., Barbier C., Clément J., Goudet J.P., Hamelo O. (1982). Les problèmes de la satisfaction des besoins en bois en Afrique tropicale sèche. Connaissance et incertitudes. *Bois For Trop* ; 197 : 23-43.
23. EMBRAPA/SNLCS. (1981). Mapa de solos do Brasil a 1/5 000 000. Rio de Janeiro.
24. Silva S.B.R., Riché G., Tonneau J.P., de Souza Neto N.C., da Silva F.H.B., da Silva A.B., da Silva J.C. de A. (1993). Zoneamento agroecológico do Nordeste : caractererização dos recurssos naturais e sócioeconomicos das unidades geoambientais. Petrolina, PE. EMBRAPA-CPATSA/ Recife, EMBRAPA-SNLCS, v. 1.
25. Boulet R., Fauck R., Kaloga B., Leprun J.C., Riquier J., Vieillefon J. (1971). Carte pédologique au 1/5 000 000 de l'Afrique de l'Ouest avec notice explicative. Atlas intern. Ouest afric. Commission Sci. Techn. Rech. OUA.
26. Molle F., Cadier E. (1992). *Manual do pequeno açude. Construir, conservar e aproveitar pequenos açudes no Nordeste brasileiro*. SUDENE-ORSTOM-TAPI, Recife (521 p).

27. Hénin S. (1938). Étude physico-chimique de la stabilité structurale des terres. Thèse Doct. Université Paris ; monographie publ. Lab. de Rech. agr. Paris.
28. Asseline J., Valentin C. (1978). Construction et mise au point d'un infiltromètre à aspersion. Cah. ORSTOM, sér. hydrol, XV ; 4 : 321-349.
29. Chevallier P. (1982). Simulation de pluie sur deux bassins versants sahéliens (Mare d'Oursi, Haute Volta). Cah ORSTOM, sér. Hydrol., vol. XIX ; 4 : 253-297.
30. Rodier J.A. (1975). *Évaluation de l'écoulement annuel dans le Sahel tropical africain.* Travaux et documents ORSTOM, Paris (121 p).
31. Valentin C., Collinet J., Albergel J. (1994). Assessing erosion in West African savannas under global change : overview and research needs. Intern. Congr. Soils, Acapulco, Mexique, à paraître.
32. Casenave A., Valentin C. (1992). A runoff capacity classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. *J Hydrology* ; 130 : 231-249.
33. Cadier E. (1991). Hydrologie des petits bassins du Nordeste brésilien semi-aride. Thèse Sciences Université de Montpellier II (396 p).
34. Casenave A., Valentin C. (1989). *Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration.* Didactiques ORSTOM (229 p).
35. Leprun J.C. (1978). Compte rendu de fin d'études sur les sols et leur susceptibilité à l'érosion, les terres de cures salées, les formations de "brousse tigrée" dans le Gourma malien. Rapp. multigr. ORSTOM-DGRST., Dakar (45 p).
36. Barry J.P., Boudet, G., Bourgeot A., Celles J.C., Coulibaly A.M., Leprun J.C., Manière R. (1983). Étude des potentialités pastorales et de leur évolution en milieu sahélien au Mali. Rapp. ACC-GRIZA-LAT, Minist. Recherch. et Indust. Départ. Recherc. et Technol. dans les zones trop. arides (114 p).
37. Piéri C. (1989). Fertilité des terres de savane. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au Sud du Sahara. Ministère de la Coopération/CIRAD, Paris (444 p).
38. Valentin C. (1981). Organisations pelliculaires superficielles de quelques sols de région subdésertique (Agadez-Niger). Dynamique et conséquences sur l'économie de l'eau. Thèse 3e cycle Univ. Paris VII, Coll. Etudes et Thèses , ORSTOM, Paris, 1985 (259 p).
39. Valentin C. (1986). Surface crusting of arid sandy soils. In : Callebaut F., Gabriels D., De Boot M., eds. *Assessment of soil surface sealing and crusting.* Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Erosion and Soil Conservation : 40-47.
40. Hoogmoed W.B. (1986). Crusting and sealing problems on west African soils. In : Callebaut F., Gabriels D., De Boot M., eds. *Assessment of soil surface sealing and crusting.* Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Erosion and Soil Conservation : 48-55.
41. Collinet J. (1988). Comportements hydrodynamiques et érosifs de sols de l'Afrique de l'Ouest. Évolution des matériaux et des organisations sous simulation de pluies. Thèse doctorat, Strasbourg (521 p).
42. Boulet R. (1968). Étude pédologique de la Haute-Volta. région. Centre Nord. Rapp. multigr. ORSTOM, Dakar (351 p).
43. Boulet R., Leprun J.C. (1970). Étude pédologique de la Haute-Volta. Région Est. Rapp. multigr. ORSTOM, Dakar (331 p).
44. Leprun J.C. (1977). Esquisse pédologique à 1/50 000 des alentours de la Mare d'Oursi (Haute-Volta) avec notice explicative et analyse des sols. A.C.C DGRST Lutte contre l'érosion dans l'Oudalan (Haute-Volta). Rapp. multigr. ORSTOM, Paris (53 p).
45. Sicot M. (1977). Évaluation de la production fourragère herbacée en 1976. Rapp. ORSTOM, Ouagadougou (45 p).
46. Valentin C. (1994). Sealing, crusting and hardsetting soils in sahelian agriculture. Intern. Symp. on "Sealing, cursting, harsetting soils : productivity and conservation", 7-11 february 1994, Brisbane, Australie.

47. Charreau C., Nicou R. (1971). L'amélioration du profil cultural dans les sols sableux et sablo-argileux de la zone tropicale sèche ouest Africaine et ses incidences agronomiques. *Agronomie Tropicale* ; 44 (4) : 255-262.
48. Wischmeïer W.H., Smith D.D. (1960). A universal soil loss estimation equation to guide conservation farm planning. Inter Congr Soil Sci 7, Madison ; vol. 1 : 418-425.
49. Leprun J.C. (1982). Comparação dos fatores da erosão hidrica no Nordeste brasileiro seco e na Africa do oeste seco. Consequências. Ier Symp. brésilien du tropique semi-aride, Olinda, Pernambouc, Ann. (19 p).
50. Leprun J.C. (1988). Matière organique et conservation des sols. Exemples brésiliens. Cah. ORSTOM, sér. Pédol. ; vol. XXIV, 4 : 333-334.
51. Leprun J.C. (1989). Étude comparée des facteurs et des effets de l'érosion dans le Nordeste du Brésil et en Afrique de l'Ouest. In : Bret B., ed. *Les hommes face aux sécheresses. Nordeste brésilien, Sahel africain*. EST-IHEAL/Tastet, Paris :139-153.
52. Lago J.C. (1981). Erodibilidade de um solo podzolico vermelho-amarelo eutrofico pelos metodos da chuva natural, simulador de chuvas e nomograma no Sertão do Pernambuco. Tese Mestrado Univ. Fed. Rural do Pernambuco (78 p).
53. Piot J., Milogo E. (1981). Étude du ruissellement et de l'érosion. Rapport multigr. DGRST/ACC Lutte contre l'érosion dans l'Oudalan (Haute-Volta) (16 p).
54. Cadier E., Freitas J.B., Leprun J.C. (1983). Bacia experimental de Sumé (PB). Instalação e primeiros resultados. SUDENE, sér. Hidrologia, 16, Recife (87 p).
55. Delwaulle J.C. (1973). Résultats de six ans d'observations sur l'érosion au Niger. *Bois et Forêts des tropiques*, Nogent sur Marne ; 150 : 15-36.
56. HIDROSERVICE (1974). Projeto Sobradinho. Estudo sedimentométrico. Rapp. multigr. REP 26/74, São Paulo (31 p).
57. Orange D. (1990). Hydrologie du Fouta-Djalon et dynamique actuelle d'un vieux paysage latéritique (Afrique de l'Ouest). Thèse Sciences Université Louis Pasteur, Strasbourg (220 p).
58. de Moura R.B.M., de Oliveira M. (1989). Estimativa das perdas de solo por eroasão em um podzólico vermelho-amarelo (alfisol) na região do médio oeste do estado do Rio Grande do Norte. Rapp. ESAM:CNPq, maio de 1989 (112 p).
59. Roose E.J. (1981). Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique occidentale. Étude expérimentale des transferts hydrologiques et biologiques de matière sous végétation naturelles ou cultivées. Coll. trav. et Doc., ORSTOM, Paris (569 p).
60. Pioger R. (1964). *Ressources en eau du Nord-Est du Brésil : les eaux fluviales*. Recife, SUDENE-FAO (111 p).
61. Damasceno J.H. (1978). Informe de salinidade e drenagem nos perímetros irrigados do Départamento nacional de Obras contra as secas. Anais da Reunião sobre salinidade em áreas irrigadas. Fortaleza, 4 et 5-05-1978. SUDENE : 113-123.
62. DNOCS (1971). Projeto de irrigação do açude São Gonçalo. VI. Levantamento detalhada dos solos. Hidroservice. Rapp. interne DNOCS.
63. da Reboucas A.C. (1973). Le problème de l'eau dans la zone semi-aride du Brésil. Évaluation des ressources, orientation pour la mise en valeur. Thèse Université de Strasbourg (251 p).
64. Milleville P. (1980). Étude d'un système de production agro-pastoral sahélien de Haute-Volta. I. Le système de culture. Ouagadougou, ORSTOM (66 p).
65. Grouzis M., Albergel J. (1989). Du risque climatique à la contrainte écologique : incidence de la sécheresse sur les productions végétales et le milieu au Burkina Faso. In : Eldin M., Milleville P. éds. *Le risque en agriculture*. ORSTOM, Paris, à travers champs : 243-254.
66. Brabant P. (1992). La dégradation des terres. In : Afrique contemporaine. L'environnement en Afrique. *La documentation française* ; 161 : 90-108.
67. Boutrais J. (1992). L'élevage en Afrique tropicale : une activité dégradante. In : Afrique contemporaine. L'environnement en Afrique. *La documentation française* ; 161 : 109-214.

68. de Vasconcelos Sobrinho J. (1982). Processos de desertificação ocorrentes no Nordeste do Brasil : sua gênese e sua contenção. Recife, PE, SUDENE (101 p).
69. Leprun J.C., da Silveira C.O., Sobral Filho R.M. (1986). Efficacité des pratiques culturales antié-rosives testées sous différents climats brésiliens. Cah. ORSTOM, sér. Pédol., vol. XXII ; 2 : 223-233.
70. Sà I.B., Fotius G.A., Riché G.R. (1994). Degradação ambiantal e reabilitação natural no trópico semi-árido brasileiro. Conf. nac. e semin. latino-amer. da desertificação, Fortaleza, CE, 7 a 11-11-1994 (in press).
71. Yadav J.S.P. (1975). Improvement of saline alkali soils through biological methods. *Indian Forester* : 385-395.
72. Courcier R. (1993). Du goutte à goutte aux systèmes paysans. Le cheminement et les leçons du projet "Petite irrigation-Nordeste" de la Coopération Technique franco-brésilienne. Rapp. SUDENE-MAE français, Salvador, janvier 1993 (50 p).
73. Roose E., Piot J. (1984). Runoff, erosion and soil fertility restoration on the Mossi Plateau (Central Upper-Volta). Proc. Harare Symp., Zimbabwe. IASH ; 144 : 485-498.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 293-306.

17

Réhabilitation d'un écosystème semi-aride au Sénégal par l'aménagement des éléments de paysage

J. ALBERGEL [1], M. DIATTA [2], M. GROUZIS [1], P. PEREZ [3], M. SENE [2]

1. *ORSTOM, BP 1386, Dakar, Sénégal*
2. *ISRA, Kaolack, Sénégal*
3. *CIRAD, BP 5035, 34032 Montpellier Cedex, France*

La dégradation de l'environnement en Afrique, qui se manifeste par une érosion hydrique intense, une baisse de la fertilité des sols et une réduction importante du couvert végétal, est maintenant bien établie [1-4]. On l'associe aux effets conjugués de facteurs naturels, climatiques essentiellement [5-7] et anthropiques [8-10].

Cette dégradation des systèmes écologiques soudano-sahéliens réduit les potentialités de production des terres et affecte les conditions de vie des populations. Ces systèmes doivent donc être régénérés si l'on veut y maintenir durablement une activité socio-économique. De grands programmes de lutte contre la dégradation des terres ont été initiés, mais ils ont le plus souvent échoué parce qu'ils ont été conduits d'une manière trop sectorielle [11-13].

Compte tenu de la diversité des activités qui se déroulent dans un espace rural et de leurs interactions, il nous a paru important d'orienter les opérations de réhabilitation de cet espace, en fonction des caractéristiques écologiques des éléments du paysage qui le constituent et de leurs usages par les populations. Le travail que nous présentons concerne le bassin arachidier, première région agricole du Sénégal, qui assure près de la moitié de la production nationale de l'arachide et du mil. Ces deux cultures occupent plus de 90 % des quelques deux millions d'hectares cultivables. Il a été conduit dans le cadre d'un

programme de "recherche/ développement" mobilisant plusieurs instituts (ISRA, CIRAD, ORSTOM...) et soutenu par plusieurs programmes internationaux (STD de la Commission des Communautés Européennes, Programme International Géosphère Biosphère).

A la fois pluridisciplinaires et opérationnelles, les recherches menées ont trois objectifs :

- identifier et hiérarchiser les contraintes physiques à la production végétale et à la préservation des ressources renouvelables ;
- tester des schémas et des techniques de conservation et de gestion des eaux et des sols ;
- intégrer les propositions au niveau du terroir villageois dans le cadre de la gestion de l'espace et des ressources.

Dans cet article, les caractéristiques de la zone d'étude et les méthodologies utilisées sont tout d'abord rappelées. Les résultats obtenus sur différents types d'aménagements appropriés aux unités de paysage et aux échelles d'intervention (parcelle paysanne, terroir) sont ensuite présentés.

Données et méthodes

Présentation de la zone d'étude et de sa problématique

La zone d'étude, qui s'étend sur environ 2 000 km^2, est située dans le sud du Sine-Saloum. Elle est limitée à l'ouest et au nord par le Bao-Bolon, affluent de la Gambie, à l'est par le réseau hydrographique du Naniji-Bolon et au sud par la frontière avec la Gambie (Figure 1).

La zone d'étude est sous la dépendance d'un climat soudano-sahélien caractérisé par l'alternance d'une longue saison sèche (7 à 9 mois) et d'une saison pluvieuse courte en été (3 à 5 mois). La moyenne annuelle des précipitations sur la période 1930-1990 est de 820 mm ; elle n'est que de 664 mm pour les deux dernières décennies (1970-1990). Cependant, ce déficit pluviométrique s'accompagne d'un maintien de la fréquence d'apparition des événements pluvieux les plus agressifs [14].

Le modelé général de la région est un ensemble de vastes plateaux tabulaires de 30 à 60 m d'altitude, entaillé par un réseau de larges vallées à faible pente [15]. Au quaternaire, les pédogenèses successives se sont imprimées sur les facettes de ce modelé [16, 17].

La zone centrale des plateaux, dépourvue de cuirasse, présente des sols ferrugineux tropicaux. Leur bordure, indurée à faible profondeur, est limitée par un talus discontinu.

Les terres des plateaux, anciennement couverts d'une savane arborée dense, sont soumises à un défrichement massif. Sur les talus, la forte charge en éléments grossiers rencontrée dès la surface rend les sols impropres aux cultures. Une brousse arbustive plus ou moins dégradée y subsiste, constituée principalement de combrétacées (*Combretum glutinosum* Pers. ex DC, *Combretum nigricans* Lepr. ex Guill. et Perr., *Guiera senegalensis* J. Gmel.) auxquelles s'ajoutent *Acacia macrostachya* Reichenb ex Benth. et *Feretia apodanthera* Del. Ces cinq espèces constituent plus de 70 % du peuplement. *Bombax costatum* Pellgrin et Vuillet, *Lannea acida* A. Rich., et *Stercurlia setigera* Del. représentent les espèces compagnes.

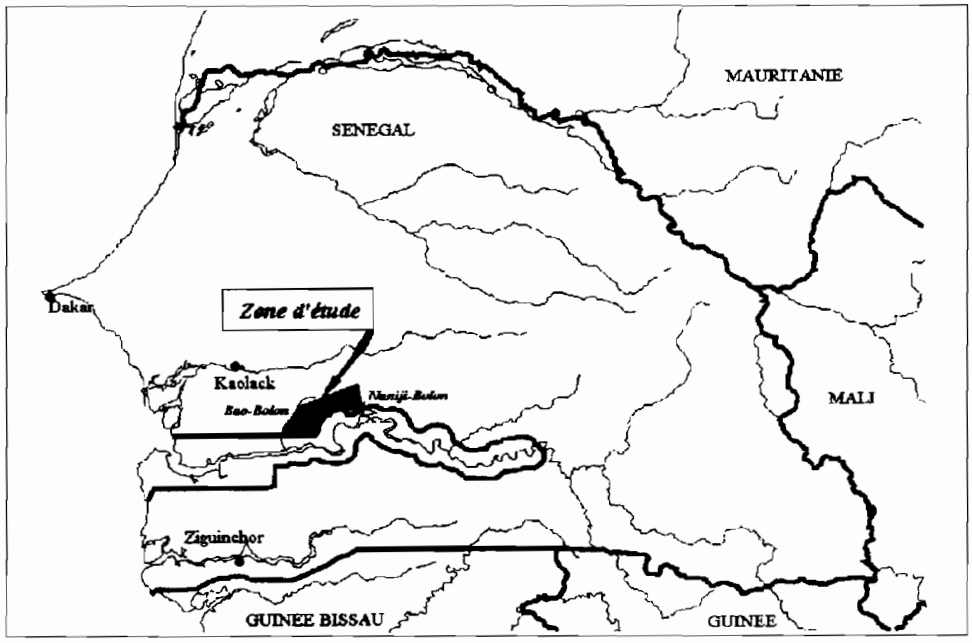


Figure 1. Situation de la zone d'étude.

Au pied des talus, les versants se composent d'un glacis amont et d'une terrasse très étendue. Les glacis sont caractérisés par la présence de sols peu évolués, d'apport colluvial, sur gravillons et cuirasse ferrique. De défriche récente, ces sols se dégradent très rapidement dès la mise en culture. La végétation naturelle résiduelle comprend *Icacina senegalensis* A. Juss., *Guiera senegalensis*, *Combretum glutinosum*, *Piliostigma reticulatum* (DC) Hochst. et *Cordyla pinnata* (Lepr. ex A. Rich.) Milne-Redhead. Les deux premières espèces représentent plus de 60 % du peuplement, mais c'est *Cordyla pinnata* qui confère à cette formation végétale sa physionomie de «parc» [18].

La terrasse présente des sols ferrugineux tropicaux, lessivés, remaniés, sur colluvio-alluvions. Elle constitue le lieu d'occupation humaine traditionnelle. Seuls quelques représentants de la végétation arborée naturelle subsistent : *Parkia biglobosa* (Jacq.) Benth., *Diospyros mespiliformis* Hochst. ex A. Rich. et *Ziziphus mauritiana* Lam. Depuis quelques années, l'absence chronique de fumure, le désouchage intensif et la mise en culture continue provoquent une baisse rapide de la fertilité [19].

Les berges qui relient la terrasse au bas-fond ont une pente qui varie de 3 % à 4%. Elles sont formées de sols peu évolués, d'apport alluvial. Sableux et pauvres chimiquement, ces sols sont pourtant mis en culture car faciles à travailler et offrant de bonnes possibilités d'enracinement pour les cultures. Leur situation topographique est favorable à l'érosion régressive. Dans les bas-fonds proprement dits, les sols sont peu évolués, d'apport alluvial, hydromorphes sur alluvions récentes. *Acacia seyal* Del., *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze et *Terminalia macroptera* Guill. et Perr. (plus de 60 du peuplement) colonisent cette unité. Les principales contraintes de leur mise en valeur agricole sont les crues violentes qui les balayent et les apports de sable produits par l'érosion intense des versants [20].

La densité de population est estimée à 65 habitants/km^2. En dix ans, la population, principalement composée de Wolofs, a presque doublé. L'arachide, principale culture de rente, et le mil constituent la base du système de production local qui tente d'intégrer agriculture et élevage [21] (Faye *et al.*, 1985). Sous la pression foncière, les agriculteurs mettent en culture des zones de plus en plus marginales et pratiquent une culture continue [19].

La dégradation s'exprime dans toutes les unités de paysage par une érosion hydrique importante, plutôt sous forme de ruissellement généralisé diffus dans les parties hautes des toposéquences, sous forme de ravinements aux ruptures de pentes et de dépôts de sables localisés dans les bas-fonds. Elle entretient la chute du statut organique du sol et interdit toute amélioration de la productivité végétale naturelle ou cultivée.

La réhabilitation du paysage passe obligatoirement par une stabilisation des phénomènes érosifs et une diminution du ruissellement le long des versants, préalables à toute innovation en matière d'intensification agricole.

Dispositifs expérimentaux et méthodes utilisées

En vue de réhabiliter le milieu et d'améliorer les termes du bilan hydrique des cultures ou des zones de végétation naturelle, des techniques simples de gestion de l'eau ont été mises en œuvre. Elles répondent à trois objectifs :

- cloisonner l'espace agricole en vue de traiter le ruissellement diffus (haies-vives, cordons de pierres) et les écoulements concentrés (seuils filtrants) ;
- améliorer l'infiltration par l'adoption de techniques culturales adaptées, en zone cultivée, et par la mise en défens d'espaces de parcours ;
- assurer le développement d'un couvert végétal homogène et protecteur grâce à des apports de matière organique produite en bordure des champs.

Ces techniques ont fait l'objet d'expérimentations destinées à préciser leur mode de fonctionnement et leur efficacité. Trois niveaux d'observation ont été retenus : le suivi localisé, la parcelle agricole et le bassin versant.

- Le suivi localisé des obstacles linéaires a été réalisé par évaluation du bilan hydrique, des atterrissements et de la production végétale de part et d'autre des ouvrages. Les techniques culturales et la mise en défens ont fait l'objet de tests en parcelles de ruissellement (50 m^2), sans répétition.
- A l'échelle de la parcelle agricole (2,5 ha), l'influence de l'aménagement a été étudié globalement compte tenu du caractère complémentaire des techniques utilisées, à la fois dans l'espace et dans le temps. Les critères d'efficacité étaient constitués par les paramètres hydrologiques mesurés à l'aval de la parcelle ainsi que l'étude géostatistique annuelle des stocks hydriques du sol et des rendements agricoles avant et après aménagement. Cette méthode suppose, en l'absence de parcelle témoin, que les séries climatiques lors des deux périodes soient analogues.
- A l'échelle du bassin versant (100 ha) qui regroupe les principales unités de paysage de la toposéquence, les critères d'efficacité ont été limités aux paramètres hydrologiques mesurés à l'exutoire. Pour ce faire, on a utilisé la méthode des bassins versants appariés : deux bassins ont été suivis en conditions naturelles pendant une période initiale puis l'un des deux a été aménagé en cours d'étude. Cette méthode repose sur l'hypothèse implicite de constance d'autres facteurs évolutifs sur le domaine d'étude.

Résultats expérimentaux et interprétation

Le suivi localisé

La mise en défens

La mise en défens d'espaces pastoraux assure le développement d'un couvert végétal protecteur vis-à-vis du ruissellement. Plusieurs expériences ont montré son efficacité en milieu aride ou semi-aride [22, 23]. En bordure du plateau cuirassé, l'impact de cette technique a été testé à partir de parcelles de ruissellement de 50 m^2. Une parcelle a été installée dans une zone de 1 ha mise en défens depuis 1987, la seconde dans une zone témoin, pâturée. De 1991 à 1993, les paramètres hydrologiques ont été enregistrés pluie par pluie et mis en rapport avec le développement végétal observé. Le Tableau I compare les données de ruissellement et d'érosion. La mise en défens réduit le ruissellement par un facteur 3 et l'érosion par un facteur pouvant aller jusqu'à 11, comme en 1993, année qui a connu des événements pluvieux exceptionnels [24].

Tableau I. Comparaison du ruissellement et de l'érosion sur parcelle mise en défens et témoin.

Date	Pluie 1m mm	Pluie sol mm	Rusa	Défens Lr mm	Témoin Lr mm	Défens MES mg/l	Témoin MES mg/l	Défens Érosion kg/ha	Témoin Érosion kg/ha
1991	460,2	486,5	218	52,5	159,5	318,8	408,9	119,8	463,9
1992*	587,9	641,3	185	46,2	149,8	563,6	1 003,8	163,3	685,0
1993	728,4	796,4	478	67,4	220,3	728,0	1 801,6	370,6	4 087,4

* : Valeurs partielles
RUSA : indice d'agressivité des pluies annuelles = somme des RUSA calculés par averse,
MES : Concentration moyenne annuelle des matières en suspension.

Les conséquences sur la végétation se manifestent à la fois sur la strate herbacée et la strate ligneuse. Sur la strate herbacée, la mise en défens a permis d'accroître de près de 20 % la richesse floristique. Sur le plan de la diversité, la proportion des légumineuses dans le spectre floristique a augmenté de 10 % aux dépends des poacées (- 8 %). La régénération et le développement de végétaux pérennes dans la strate herbacée ont apparemment été freinés par des conditions climatiques défavorables, la profondeur du sol limitée par la cuirasse et certainement par la faiblesse de la vitesse de cicatrisation.

L'amélioration des conditions écologiques par la protection de la végétation se traduit sur la strate ligneuse par un accroissement de 60 % de la richesse floristique. L'enrichissement de la flore ligneuse est due à l'apparition d'espèces rares sensibles à la dégradation du système. Ce sont des espèces lianescentes (*Dioscorea prehensilis* Benth., *Strophanthus sarmantosus* DC, *Baissea multiflora* DC) et arborées (*Pterocarpus erinaceus* Poir., *Lannea acida* A. Rich., *Cordyla pinnata*).

La densité de la strate ligneuse a été multipliée par un facteur 3 et la surface terrière a été augmentée d'un facteur 6. Contrairement à *Guiera senegalensis* qui trouve son optimum écologique dans la zone fortement anthropisée, *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans, Acacia macrostachya* et *Feretia apodanthera* ont été particulièrement favorisées dans la station protégée.

Les observations relatives à la production de la strate herbacée, évaluée par la méthode de la récolte intégrale au moment du maximum de végétation [25], montrent que la phytomasse est 2,8 fois plus importante dans la station protégée que dans le témoin. Quant à la phytomasse de bois, évaluée à l'aide de relations allométriques liant des paramètres structuraux à la masse de végétation, elle est 7 fois plus élevée dans la parcelle protégée.

Les techniques culturales

Afin d'améliorer l'infiltration dans les sols ferrugineux sableux cultivés, il est nécessaire de maintenir temporairement une rugosité superficielle suffisante et de favoriser le développement d'un couvert végétal protecteur [26]. Pour ce faire, plusieurs itinéraires techniques ont été testés à partir de 1990, en milieux contrôlés et paysans, afin d'étudier leur efficacité et leur transfert chez les exploitants [27]. Le Tableau II présente les résultats obtenus en parcelles de ruissellement (50 m^2) pour trois itinéraires techniques appliqués à la culture de mil. L'itinéraire témoin, largement pratiqué par les paysans, consiste en un semis direct suivi de deux sarclages mécanisés et d'un démarrage manuel. Les itinéraires améliorés comprennent une préparation du sol en condition sèche (décompactage) et une reprise de travail par pseudo-buttage au moment du tallage. Les deux traitements diffèrent par les doses de fumure organique : 5 ou 10 t/ha de compost. On observe que le gain d'infiltration valorise pleinement l'apport de matière organique et se traduit par une augmentation de rendement. Des études analogues conduisant à des conclusions moins favorables concernent l'arachide.

Tableau II. Résultats agronomiques obtenus en 1991 et 1993 sur parcelles de ruissellement cultivées en mil (Variété Souna III) [27].

Année	Traitement	Lame précipitée mm	Lame ruisselée mm	Evapotrans. réelle mm	P. plante entière kg/ha	Nb épis fertiles nb/50m²	P. de grains kg/ha
1991	Témoin	558,5	112,9	298	3090	184	890
	préparation sol + compost 5t/ha	558,5	86,5	313	3760	220	1030
	préparation sol + compost 10t/ha	558,5	91,1	323	4430	238	1310
1993	Témoin	795,8	261,6	376	3440	150	910
	préparation sol + compost 5t/ha	795,8	188,3	408	4930	209	1340
	préparation sol + compost 10t/ha	795,8	166	419	5710	239	1500

Influence d'une haie vive sur l'infiltration

En 1991 puis en 1992, des prélèvements à la tarière ont été réalisés le long de trois transects perpendiculaires à une haie vive isohypse mise en place en 1988. Les sites de prélèvements sont symétriques par rapport à l'axe de la haie et sont distants de 5 m, 2 m, 1 m et 0,5 m du point central (Figure 2). Les échantillonnages sont réalisés tous les 15 jours. L'analyse porte sur les valeurs moyennes de l'humidité à une profondeur donnée, les transects étant considérés comme des répétitions.

Le bilan hydrique est établi en divisant l'espace en deux unités :

- la première, qui se rapporte aux cultures de part et d'autre de la haie, est caractérisée par la moyenne des variations de stocks hydriques mesurés aux abscisses -5m et + 5m ; pour ce faire, la moyenne des lames ruisselées observées sur deux parcelles de 1 m^2 est soustraite à la pluie journalière ;
- la seconde se rapporte à la haie elle-même et est caractérisée par la moyenne des variations de stocks hydriques mesurées aux abscisses ±0,5 m et ±1 m ; l'évapotranspiration de la haie vive a été déterminée sur des périodes exemptes de ruissellement et comparée à celles des cultures définies sur les parcelles de 1m^2. Cette comparaison donne un ratio de 1,3 en faveur de la haie qui a été appliqué dans toutes les situations.

Le drainage profond a été négligé, il ne se manifeste que tardivement et de manière peu intense.

Le gain d'infiltration dans l'espace occupé par la haie vive, avoisine 118 mm en 1991 et 84 mm en 1992. Dans le premier cas, les variations annuelles des stocks hydriques, mesurés entre le début et la fin de la saison des pluies, sont conformes à cette augmentation de l'offre en eau. L'année suivante, en revanche, la simple étude des variations de

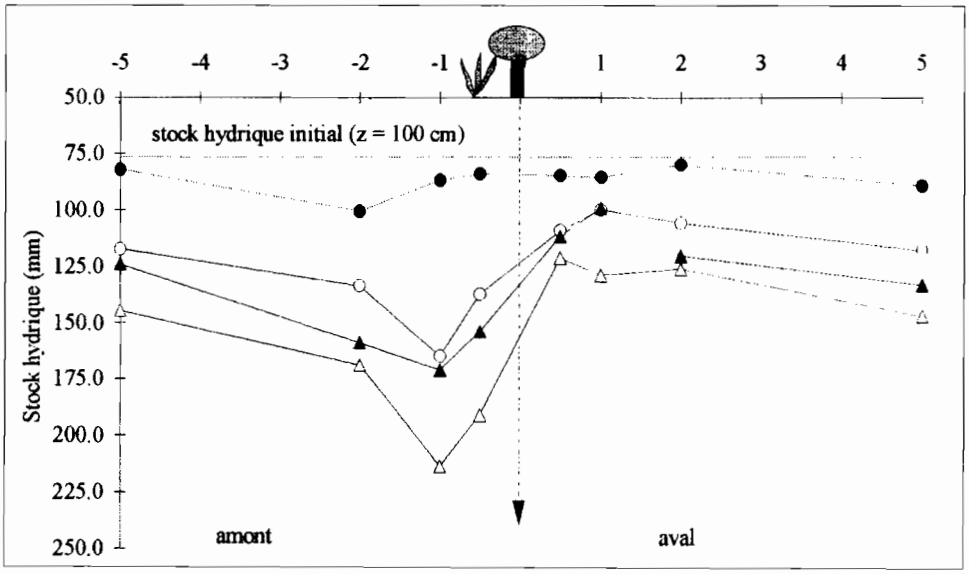


Figure 2. Évolution des stocks hydriques (0-100 cm) le long d'un transect perpendiculaire à la haie [28]. (o) : stocks le 26.07.91, (Δ) : stocks le 27.08.91 ; (▲) : stocks le 01.10.91, (•) : stocks le 21.11.91.

stocks ne permet pas de mettre en évidence le rôle de filtre joué par la haie vive. Le gain d'infiltration est en grande partie utilisé pour les besoins des espèces arbustives et herbacées [28].

De plus, plusieurs repères installés au sol en 1989 permettent d'évaluer la sédimentation annuelle en amont de la haie. Celle-ci avoisine 1,8 cm /an, un an après aménagement puis se stabilise autour de 0,5 cm/an les années suivantes.

La parcelle agricole

A l'échelle de la parcelle agricole, un micro-bassin versant de ,.5 ha associe, depuis 1988, des techniques de stabilisation (haies vives, obstacles filtrants) et des pratiques agricoles améliorées (Figure 3). La comparaison des bilans hydrologiques annuels avant (1985-1987) et après aménagement (1989-1992) met en évidence une diminution significative du coefficient de ruissellement et une quasi disparition des pertes en matières solides (Tableau III).

L'examen individuel des pluies montre un effet régulateur de l'aménagement pour les précipitations faibles à moyennes, mais un impact limité sur les événements exceptionnels, hormis pour les matières solides qui sont piégées en amont des obstacles filtrants où la sédimentation avoisine 1 à 2 cm/an [28]. L'étude géostatistique a mis en évidence une

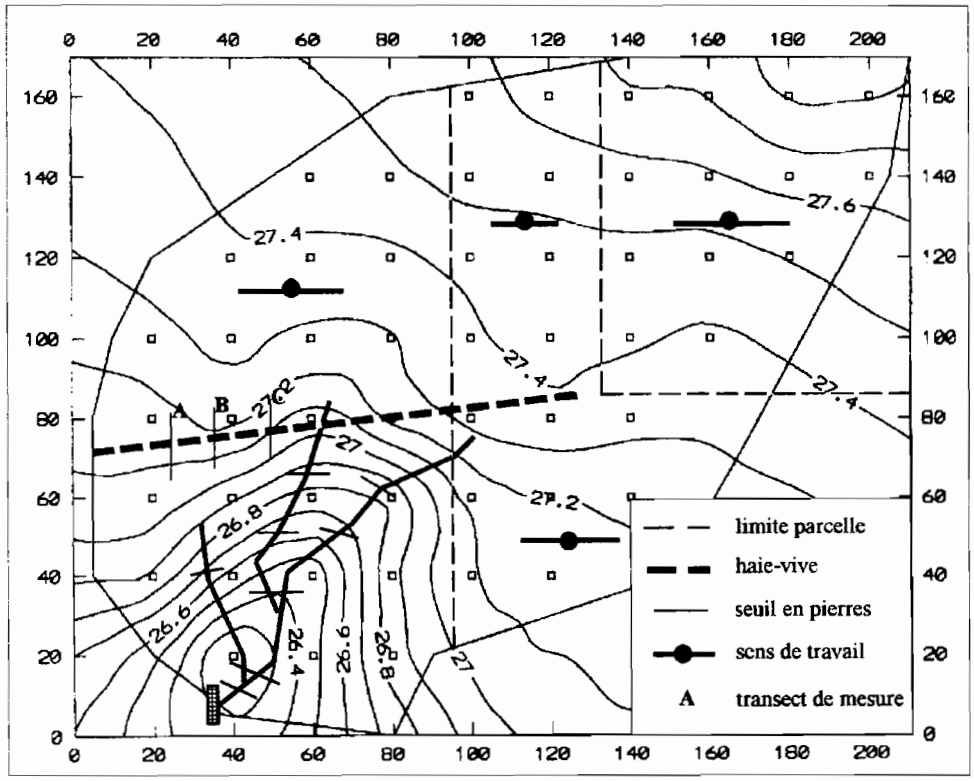


Figure 3. Aménagement du micro-bassin versant de Ndiba [28].

forte accumulation d'eau dans la zone des obstacles filtrants, en aval du bassin versant. Entre 1989 et 1991, un suivi du bilan hydrique par méthode tensiométrique a permis d'établir ponctuellement que les excédents d'infiltration dans le talweg, en début d'hivernage, variaient de 160 à 240 mm [19].

D'un point de vue agronomique, l'aménagement intégré a permis de récupérer la zone aval du bassin versant qui subissait un décapage intense accompagné du développement de solides croûtes de ruissellement. A l'heure actuelle, la mise en culture s'effectue sur l'ensemble de la superficie et on assiste à une homogénéisation des rendements agricoles aussi bien en mil qu'en arachide (Tableau IV).

Tableau III. Bilans hydrologiques et pertes en terres du bassin versant de Ndiba.

Période	Nb pluies	Nb crues	Lp (mm)	R	Lr (mm)	Kr (%)	Nb crues prélevées	Matière solide transportée (kg)	Érosion spécifique (t/ha/an)	Evènement exceptionnel (kg)
Noire (1985-1987)	129	40	2057,7	900,7	87,1	4,2	25	13955	1,9	4924
Grise (1988)	50	18	931,5	449,5	40,1	4,3	0	-	-	-
Blanche (1989-1992)	154	36	2339,7	1091,9	60,2	2,6	28	2967	0,3	912

Lp = lame précipitée
R = indice d'agressivité des pluies
Période noire = avant aménagement, grise = pendant l'aménagement, blanche = après l'aménagement.
Lr = lame ruisselée
Kr = coefficient de ruissellement

Tableau IV. Évolution des rendements en grain d'une culture de mil (Souna III) après aménagement du bassin versant de Ndiba [28].

Année	Secteur	Rendement grain (kg/ha)		
		moyenne	r	cv (%)
1988	amont	1143	397	34,7
	aval	897	388	43,3
1990	amont	915	239	26,1
	aval	635	250	39,4
1992	amont	816	252	30,1
	aval	1177	419	35,6

Aménagement du versant

L'échelle du versant aménagé est atteinte avec le bassin de la ravine de Keur Dianko (0,6 km^2) qui intègre une toposéquence complète de sols ferrugineux lessivés.

Cet aménagement, commencé en 1988, comprend en 1991 [19] (Figure 4) :

- 4 zones de mise en défens (0,5 ha) en bordure du plateau ;
- 9 000 plants répartis en 13 haies vives, totalisant 4 000 mètres linéaires ;
- 1 cordon de pierres complété par des ouvrages filtrants ponctuels en haut de toposéquence ;
- rectification et stabilisation de ravines par végétalisation et empierrements en zone cultivée ;
- introduction progressive des itinéraires techniques améliorés.

De 1983 à 1987, un suivi du bilan hydrologique complet a été réalisé dans les conditions antérieures à l'aménagement. Un même suivi a été effectué sur la ravine voisine de Ndierguène dont le bassin est un peu plus grand (0,9 km^2). Ces observations hydrologiques se poursuivent, la ravine de Ndierguène sert de témoin. Les bilans hydrologiques annuels comparés des deux ravines (Tableau V) montrent des coefficients de ruisselle-

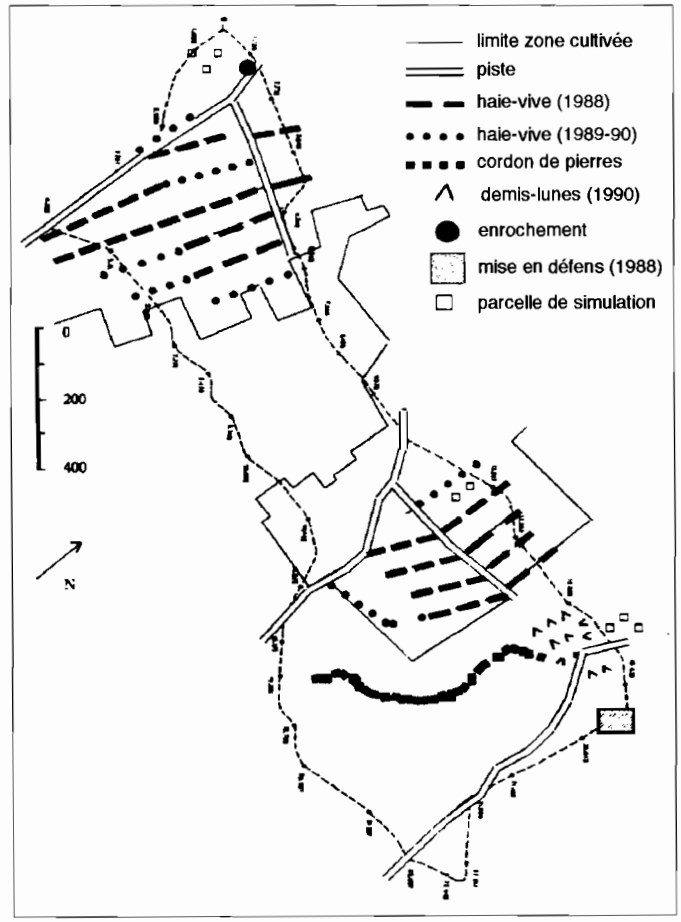


Figure 4. Schéma d'aménagement du bassin de la ravine de Keur Dianko [19].

ment du même ordre de grandeur sur les deux bassins avant la mise en place des aménagements (1988) et des coefficients de ruissellement nettement plus faibles pour Keur Dianko, surtout à partir de 1991 date à laquelle les aménagements sont achevés. L'aménagement a un rôle d'autant plus fort sur le bilan en eau et en matières solides transportées que l'année comporte des ruissellements importants : en 1991, les transports solides sont équivalents sur les deux bassins (environ 650 kg/ha) ; en 1992, ils sont de 488 kg/ha pour le bassin aménagé et de plus de 1 tonne/ha sur le bassin témoin ; en 1993, où un événement exceptionnel (179 mm en 24 heures) est à l'origine de près de 50 % de l'érosion annuelle, les transports solides sont de 1,5 t/ha sur le bassin aménagé et de 3,5 t/ha sur le bassin témoin.

Tableau V. Bilans hydrologiques comparés. Ravine de Keur Dianko (KD) et ravine de Ndierguène (ND).

Période	Pluie mm		Lame ruisselée mm		Coefficient de ruissellement %	
	KD	ND	KD	ND	KD	ND
1983-1987	2656,7	2781,4	54,7	72,6	2,1	2,6
1988	894,2	825,2	24,1	22,7	2,7	2,8
1989-1993	3040,4	2933,0	87,9	277,8	2,9	9,5

L'impact de l'aménagement est bien mis en évidence par l'événement du 4-5 août 1993. Sur la Figure 5 on a représenté les débits ramenés à 1 ha pour les deux ravines. Les crues résultantes de la première averse sont équivalentes sur les deux bassins avec un coefficient de ruissellement de 9 % pour le bassin aménagé et de 11 % pour le témoin. Les crues provoquées par les deux averses suivantes (conditions d'infiltration très faibles) sont beaucoup plus fortes et plus pointues sur le bassin témoin. Les coefficients de ruissellement sont respectivement de 10 % et 14 % sur le bassin aménagé et 50 % et 42 % sur le témoin. Cette différence dans le ruissellement se traduit par un écart proportionnel des matières transportées. L'objectif de réduction de l'énergie cinétique de la lame ruisselée est donc atteint. L'examen individuel des pluies démontre un effet régulateur de l'aménagement pour les événements moyens et forts.

Conclusion

En vue de stabiliser les phénomènes d'érosion hydrique à travers une maîtrise du ruissellement, divers aménagements ont été appliqués aux éléments d'un paysage dégradé du bassin arachidier au Sénégal, en tenant compte de leurs spécificités écologiques et de leur utilisation par les populations.

Ces aménagements relèvent, d'une part, de la restauration (allégement de la pression ou suppression de la perturbation) et, d'autre part, de la réhabilitation (amélioration du bilan

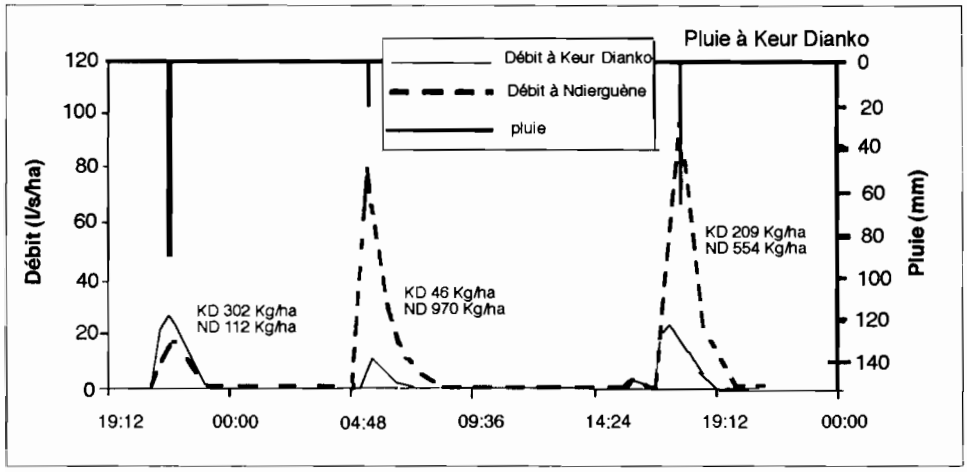


Figure 5. Débits rapportés à 1 ha pour l'événement du 4 et 5 août 1993. Comparaison ravine de Keur Dianko et de Ndierguène.

hydrique, réintroduction d'espèces végétales...). Dans le premier cas, une mise en défens du plateau résiduel a été réalisée afin de favoriser la régénération et le développement de la végétation, pour rétablir ses fonctions de protection du sol et de conservation de l'eau. Dans le second cas, la construction de cordons pierreux et l'introduction de haies vives d'espèces largement autochtones ont été retenues pour ralentir le ruissellement et provoquer la sédimentation des particules fines. Enfin, des techniques culturales adaptées ont été testées afin de favoriser l'infiltration et d'améliorer les rendements agricoles dans les terres cultivées qui constituent l'essentiel du paysage actuel.

L'évaluation de ces aménagements, à différentes échelles, a montré qu'il était possible d'agir sur les niveaux de certains attributs structuraux (richesse floristique, phytomasse naturelle et cultivée) et fonctionnels (réduction du ruissellement et des pertes en terre, stabilisation des versants, gestion des résidus), non seulement au niveau de l'aménagement lui-même, mais encore à l'échelle du bassin versant qui intègre l'ensemble des opérations et qui reflète l'utilisation de l'espace par les villageois. Une meilleure gestion des ressources naturelles est donc possible à partir d'un cloisonnement raisonné du paysage visant à réguler les processus qui caractérisent cet hydrosystème. Cependant, cette démarche doit tenir compte, à chacune de ses étapes, de la capacité d'adoption de l'innovation par les exploitants et de sa capacité d'intégration dans les stratégies paysannes. Enfin, certains facteurs doivent être considérés à des échelles qui dépassent le bassin versant, voire le terroir villageois ; c'est le cas de l'élevage dont l'influence sur la phytomasse et la fertilité des sols est essentielle mais dont la gestion relève de territoires beaucoup plus vastes.

Références

1. Pieri C. (1989). *Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricole au sud du Sahara*. C.F. - CIRAD (443 p).
2. Richard J.F. (1990). *La dégradation des paysages en Afrique de l'Ouest*. Ministère de la Coopération et du Développement, Paris (130 p).
3. Poulsen E., Lawesson J.E. (1991). *Dryland degradation. Causes and consequences*. Danish Sahel Workshop. Aarhus University Press, Aarhus (134 p).
4. Pontié G., Gaud M. (1992). *L'environnement en Afrique. Afrique contemporaine*, n° 161, La Documentation Française, Paris (294 p).
5. Le Borgne J. (1990). La dégradation actuelle du climat en Afrique, entre Sahara et Equateur. In : Richard J.F., éd. *La dégradation des paysages en Afrique de l'Ouest*. Ministère de la Coopération et du Développement, Paris :17-36.
6. Sircoulon J. (1992). Évolution des climats et des ressources en eau. In : Pontié G., Gaud M., éds. *L'environnement en Afrique. Afrique contemporaine*, n° 161, La Documentation Française, Paris : 55-76.
7. Le Houérou H.N. (1994). Climate change drought and desertification, Intergovernmental Panel on Climate Change. WHO (38 p).
8. Grouzis M., Albergel J. (1989). Du risque climatique à la contrainte écologique. Incidence de la sécheresse sur les productions végétales et le milieu au Burkina Faso. In : Eldin M., Milleville P., éds. *Le risque en agriculture*. ORSTOM, Paris : 243-254.
9. Lericollais A. (1990). La gestion du paysage ? Sahélisation, surexploitation et délaissement des terroirs sereer au Sénégal. In : Richard J.F. ed. *La dégradation des paysages en Afrique de l'Ouest*. Ministère de la Coopération et du Développement, Paris :152-169.
10. Floret C., Pontanier R., Serpentié G. (1993). *La jachère en Afrique tropicale*. Dossier MAB 16. UNESCO, Paris (86 p).
11. Rochette R.M. (1989). *Le Sahel en lutte contre la désertification. Leçons d'expérience*. CILSS PAC. GTZ (592 p).
12. Sall P.N., Aussenac G., Dreyer E., Garnier A. (1991). Limitation par la sécheresse de la croissance d'*Eucalyptus camaldulensis* Dehn. en climat sahélo-soudanien au Sénégal. *Rev For Fr* ; XLIII : 309-316.
13. Tybirk K.(1991). Planting trees in Sahel-doomed to failure ? In : Poulsen E., Lawesson J.E., eds. *Dryland degradation. Causes and consequences*. Danish Sahel Workshop, Aarhus University Press, Aarhus : 22-28.
14. Dacosta H. (1992). Économie de l'eau et DRS sur les bassins versants de Thyssé Kaymor. Synthèse hydrologique 1983-1988. ORSTOM Dakar (67 p).
15. Michel P. (1973). Les bassins des fleuves Sénégal et Gambie. Étude Géomorphologique (Tome 1). Coll. Mémoires ORSTOM n° 63, Paris (365 p).
16. Bertrand R. (1972). Morphopédologie et orientations culturales des régions soudaniennes du Siné-Saloum (Sénégal). *Agron Trop* ; vol XVII (n°11) : 1115-1190.
17. Angé A. (1991). Gestion de la fertilité des sols et stratégies de mise en valeur des ressources naturelles. Exemple du mil dans les systèmes de culture du sud du bassin arachidier sénégalais. In : *Terres de savane, terres fertiles* ? CIRAD-CA Publ : 155-164.
18. Raison J-P.(1988). Les parcs en Afrique : État des connaissances et perspectives de recherche. Encyclopédie des Techniques agricoles en Afrique tropicale, Doc. de travail (117 p).
19. Sène M., Perez P. (1994). Contraintes et possibilités de valorisation des ressources naturelles dans le sud du bassin arachidier (Siné Saloum, Sénégal). In : *Bilan hydrique agricole et sécheresse en Afrique tropicale*. John Libbey Eurotext, Paris : 217-233.
20. Albergel J., Perez P. (1993). Fonctionnement hydrologique et aménagement des bas-fonds des formations sédimentaires du continental terminal : exemple du bassin arachidier du Sénégal. In : Raunet, éd. *Bas-fonds et riziculture*. CIRAD CA Publ. : 155-164.

21. Faye A., Niang L., Sarr D.Y., Thiam A. (1985). Étude monographique de la communauté rurale de Thyssé Kaymor. ISRA. Dakar (100 p).
22. Grouzis M. (1988). Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Col. Etudes et Thèses, ORSTOM, Paris (336 p).
23. Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. A view from the South. *Restoration Ecology* ; 1 : 8-17.
24. Diatta M. (1994). Régénération des zones marginales et rôle de l'arbre dans les programmes de DRS, application aux bassins versants de Thyssé Kaymor; Thèse à l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (183 p).
25. Levang P., Grouzis M. (1980). Méthode d'étude de la biomasse herbacée de formations sahéliennes : application à la Mare d'Oursi, Haute-Volta. *Acta Oecologica, Oecol Plant* ; 1, 15, n° 3 : 231-244.
26. Hoogmoed W.B., Klaij M.C., Brouwer J. (1991). Infiltration, runoff and drainage in the Soudano-sahelian zone. In : Sivakumar M.V.K., Wallace J.S., Renard C., eds. *Soil water balance in the Soudano-sahelian zone* (Proceedings of the Niamey Workshop, Feb.1991). IASH Publ. n° 199 : 85-98.
27. Boscher C. (1994). Amélioration des techniques culturales pour une meilleure gestion de l'eau sur une rotation mil-arachide (Sud-Saloum, Sénégal). Mémoire DIAT, ESAT/CNEARC, Montpellier (68 p).
28. Perez P. (1994). Genèse du ruissellement sur les sols cultivés du Sud Saloum (Sénégal). Thèse de Doctorat, ENSAM Montpellier (250 p).

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 307-323.

18

Pour une approche holistique de la restauration des terres soumises à l'érosion hydrique dans le Nord-Ouest de la Tunisie

A. M'HIRI [1], M. BEN SAID [1], M. KAABIA [2], M.S. BACHTA [1]

1. *Institut National Agronomique de Tunisie, Tunis*
2. *Institut National de Recherche Agronomique de Tunisie, Tunis*

Le problème de la perte des terres agricoles par l'érosion hydrique ne cesse de s'amplifier et de retenir l'attention des aménagistes, chercheurs et planificateurs qui se posent encore des questions sur les solutions susceptibles de juguler au mieux ce grave fléau. En effet, en Tunisie comme dans le reste de l'Afrique du Nord, la longue expérience acquise dans le traitement de cette question et les vastes programmes d'aménagement CES n'ont pas suffi, selon diverses évaluations d'impact des travaux réalisés [1, 2], à identifier des réponses appropriées aux diverses situations de terrain, se traduisant par la maîtrise durable du processus érosif et la réduction de ses multiples effets négatifs, sans toutefois empêcher, ni freiner, le développement des zones considérées. La modestie des résultats des aménagements des dernières décennies, en ce qui concerne la stabilisation des terres, a été souvent attribuée à des causes techniques, en oubliant que la dégradation irrémédiable des sols est avant tout l'œuvre des hommes [3].

Dans ce travail, nous avons tenté de reconsidérer la problématique de l'érosion hydrique dans le Nord-Ouest de la Tunisie, avec toute sa complexité, en la plaçant dans l'évolution historique des sociétés rurales, dans le but de mieux comprendre la dynamique des milieux qu'elles occupent et exploitent, d'élucider les causes de la genèse de cette érosion,

et d'identifier en définitive une approche d'aménagement intégrant les principaux facteurs déterminant la dégradation des terres et conciliant, d'une part l'objectif du développement économique des zones menacées, d'autre part l'idéal écologique de la conservation du patrimoine sol.

Méthode d'étude

La zone que nous avons analysée est le Haut-Tell. Elle fait partie du Nord-Ouest de la Tunisie, et constitue l'une des régions les plus affectées par l'érosion hydrique, où beaucoup d'efforts sont fournis en matière d'aménagement CES Ce choix est justifié par l'ampleur des processus érosifs qui s'y développent et par l'urgence de la recherche de solutions novatrices.

Partant de l'exploration du milieu physique de quatre périmètres échantillons, nous avons soumis cette zone à une analyse historique de l'évolution de ses paysages sous l'effet des changements socio-économiques pour poser le problème de l'érosion hydrique avec toutes ses dimensions. Sur cette base, nous avons formulé une approche holistique de la restauration des terres soumises à des degrés divers à cette érosion.

Finalement, pour tester cette approche, nous avons élaboré expérimentalement sur une petite exploitation agricole, un prototype d'aménagement relatif à la première étape de l'itinéraire proposé, à savoir la restauration des terres et la réhabilitation du système de production, dans le cadre d'une recherche interdisciplinaire. Les résultats obtenus sont discutés et les principaux enseignements relatifs aux autres étapes de l'itinéraire en sont tirés.

Résultats

Caractéristiques du Haut-Tell

Le milieu physique

Région montagneuse d'altitude moyenne de 700 m, avec des alternances de dépressions structurales, de bassins d'effondrement et de reliefs montagneux ou collinaires, le Haut-Tell représente un des châteaux d'eau les plus importants du pays, alimentant les principaux oueds des régions semi-arides au nord et arides au sud. Tous les matériaux géologiques affleurant sont calcaires et les paysages, compartimentés en zones amont à forte déclivité, zones de piémonts taillés en glacis emboîtés et zones des bas-fonds, sont caractéristiques des régions arides de l'Afrique du Nord.

Il s'ensuit que, dans l'ensemble, la plupart des terrains sont en déclivité importante, comme le montre le Tableau I.

Le bio-climat général, défini par le quotient pluvio-thermique d'Emberger pour les régions méditerranéennes, est semi-aride, avec toute sa diversité, et la végétation naturelle évolue du nord au sud depuis un massif forestier à base de Pin d'Alep (*Pinus halepensis*) jusqu'aux formations steppiques d'alfa (*Stipa tenacissima*).

Tableau I. Pourcentage des surfaces des terrains selon la pente dans le Haut-Tell.

Pente en %	0 - 3	3 - 8	8 - 15	>15
Superficie %	16	40	32	12

Ce contexte géo-climatique a permis l'individualisation d'une diversité d'écosystèmes naturels et de situations morpho-pédo-climatiques que les civilisations anciennes avaient su exploiter raisonnablement, d'abord par un pastoralisme assurant la reproduction des ressources dès le XIe siècle [4], ensuite par des systèmes de productions agricoles qui ont pu se perpétuer pendant longtemps. En effet, les paysages de ces zones forment des systèmes hydro-pédologiques compartimentés ayant des potentialités différentes selon l'aptitude et le régime hydrique de leurs sols :

- un compartiment montagneux difficilement accessible, aux pentes fortes, plus ou moins couvert de sols squelettiques, au bilan hydrique dominé par le ruissellement et le drainage oblique ;
- un compartiment de piémont facilement accessible, constitué de glacis encroûtés, aux pentes modérées, aux sols moyennement profonds, bien drainés ;
- un compartiment de vallées et de plaines, aux sols alluviaux épais, plus ou moins engorgés et affectés par des caractères de salinité (Merja, Bhira) (Figure 1a).

L'occupation humaine

Une utilisation conservatrice des ressources en terre

Sur cette structure physique, aux potentialités différenciées par la topographie, se sont sédentarisés plusieurs groupes sociaux dont les plus récents (début de ce siècle) sont constitués par les anciens nomades de Friguia. Progressivement, ces nouveaux venus, organisés en structures sociales communautaires, avaient développé un système de production agricole extensif centré sur la céréaliculture et l'élevage ovin, en exploitant au mieux les capacités de production de chaque compartiment selon un calendrier saisonnier (fourrager) dont le fondement est l'assurance de la reproductibilité des ressources. Les cultures étaient localisées dans les zones de piémont bien drainées, les terres lourdes des bas-fonds, difficiles à travailler, servaient comme parcours dès le début de la saison sèche, alors que les compartiments montagneux, jadis couverts de forêts ou de garrigue, fournissaient du bois et recevaient les troupeaux durant la saison humide en cas de besoin. Ainsi, l'espace était géré par l'intégration des fonctions des trois compartiments du paysage selon des règles communautaires, en harmonie avec les besoins vitaux de la population et des troupeaux, d'une part, et le respect de l'équilibre de l'environnement physique et des ressources biologiques, d'autre part [5]. Cette prise en charge de la totalité de la gestion de la structure physique (système hydro-pédologique) par une seule structure sociale était réalisable grâce à la mobilisation pour l'aménagement de toute la communauté, sans directive ni intervention extérieure. C'est donc un seul centre de décision, la communauté, qui prenait toutes les initiatives relatives à l'exploitation des ressources naturelles, ce qui aboutissait à des "systèmes anthropo-hydro-pédologiques" équilibrés et quasi autonomes (Figure 1b).

L'amorce de la dégradation des terres

La déstabilisation de ces systèmes a commencé à l'avènement de la colonisation suite à l'éviction du centre de décision communautaire et avec le renforcement du pouvoir central [6], par l'élargissement de ses prérogatives dans la planification de l'aménagement régional [décrets du 4 avril 1890 et du 18 juin 1918 qui classent les forêts dans le domaine privé de l'État, appropriation privative des terres habous par les colons (1920 pour les plaines de Lorbeus et du Kef) et de l'appropriation des ressources hydrauliques par l'État (code des Eaux, 1885 révisé en 1920 puis en 1975)].

Le bouleversement des interactions entre les structures physiques et sociales a eu pour conséquence le refoulement des petits agriculteurs et de leurs troupeaux vers les compartiments montagneux et collinaires et le défrichement de nouvelles terres en pente forte, peu profondes, maintenues jusque là en place par des formations végétales naturelles. La forte croissance démographique est venue accentuer la pression anthropique sur les ressources naturelles et pousser les nouvelles générations à défricher les lisières du domaine forestier et à y ouvrir des clairières, rompant ainsi des équilibres écologiques fragiles, difficilement reproductibles. On assiste donc à un éclatement des anciennes formations communautaires. En effet, l'introduction de la propriété privée de la terre entraîne des exclus de ce droit : des paysans sans terre. En plus, les propriétaires eux-mêmes sont à classer selon la taille des exploitations qu'ils possèdent ou aussi selon la qualité des sols des exploitations. Il est évident qu'une telle transformation des sociétés locales n'est pas compatible avec l'ancienne organisation des procès de production, de conservation des ressources et de distribution des richesses produites.

L'érosion hydrique n'a pas tardé alors à s'intensifier et une nouvelle dynamique des paysages s'est instaurée, ayant pour moteur le ruissellement, assorti de son cortège de conséquences négatives sur les ressources de tous les compartiments (Figure 1c).

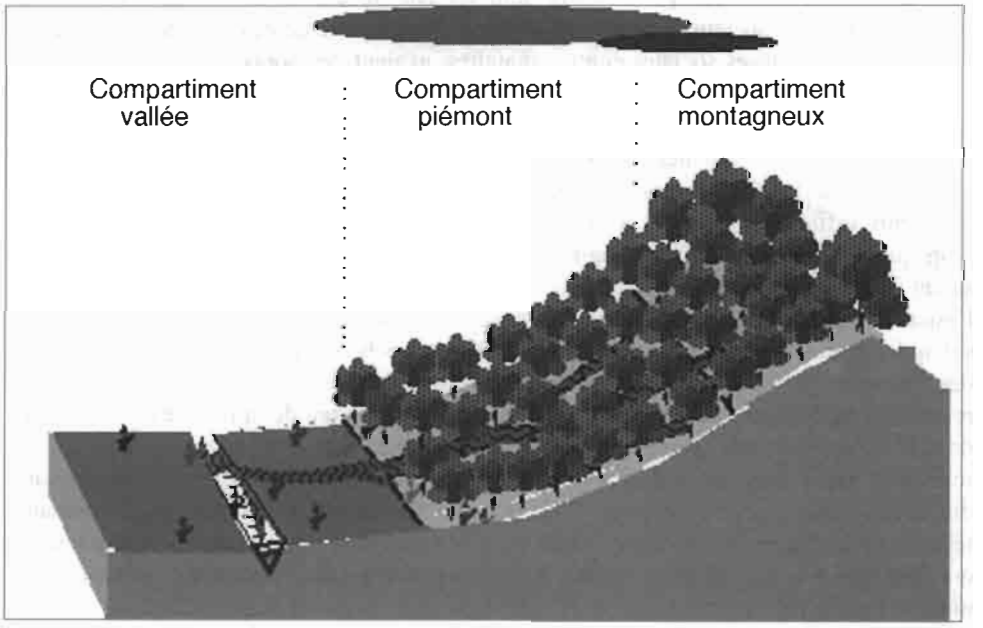


Figure 1a. État initial stable : système hydro-pédologique.

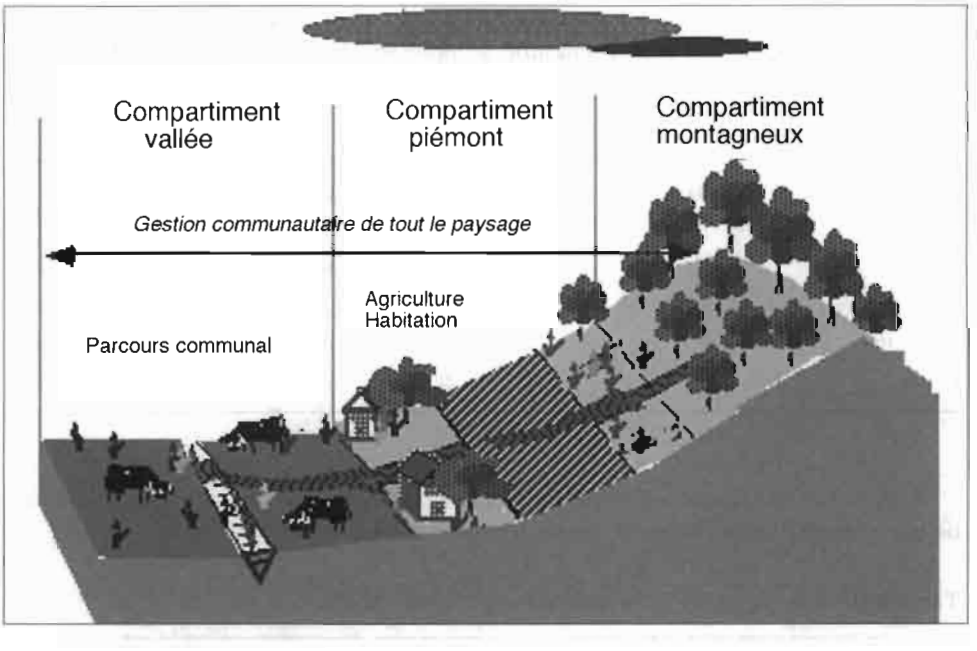


Figure 1b. État transformé : système anthropo-pédologique équilibré.

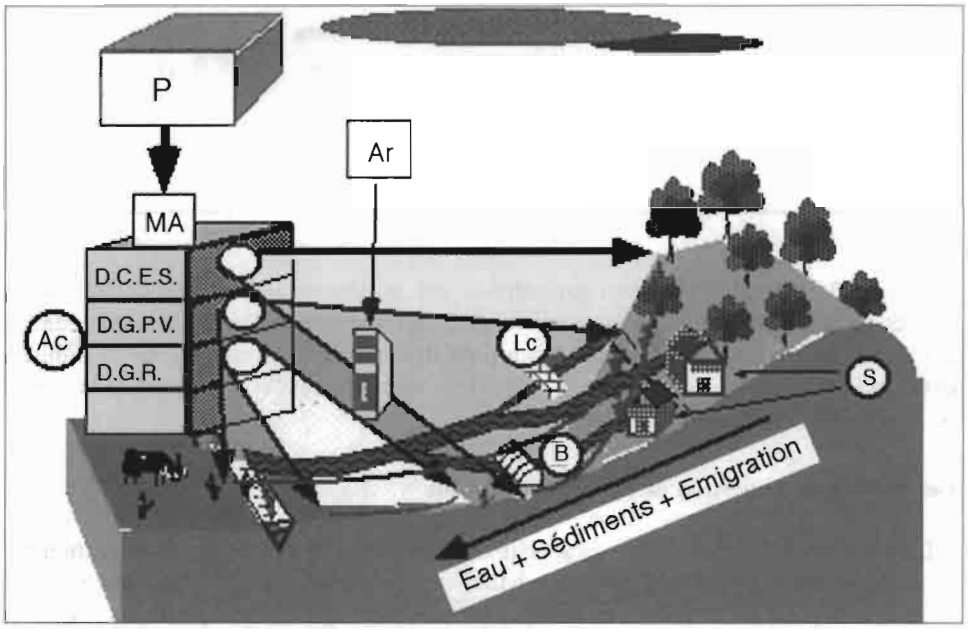


Figure 1c. Système complexe anthropo-hydro-pédologique.

P : Structure politique ; MA : Ministère de l'Agriculture ; DGCES : Direction générale du CES ;
DGPV : Direction générale de la Production Végétale ; DGR : Direction Générale du Génie Rural ;
Ar : Structure Administrative Régionale ; Ac : Administration Centrale ;
S : Structure sociale ; B : Barrage ; Lc : Lac collinaire.

La cartographie des terres cultivées actuellement dans les quatre périmètres échantillons, sur la base de leur profondeur utile, a donné les résultats portés sur le Tableau II.

Tableau II. Superficie des sols selon leur profondeur dans les périmètres étudiés.

Prof. du sol (cm)	Sidi Rabah		Lorbeus		Seddine		Forna	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
P< 30	2200	63	794	43	1015	50	797	46,9
30 <P<100	200	6	348	19	387	19	298	17,4
P>100	1100	31	703	38	628	31	605	35,6

Classées en fonction de leur capacité d'emmagasinage d'eau utile, ces terres se répartissent en pourcentage comme le montre le Tableau III.

Tableau III. Répartition des terres selon leur réserve utile (R.U.).

R. U. mm	Superficie en %			
	Sidi Rabah	Lorbeus	Forna	Seddine
> 150	7	24	16	23
100 - 150	12	15	15	18
50 - 100	51	43	24	11
< 50	30	18	45	48

Dans cette nouvelle situation, caractérisée par le désengagement des communautés rurales de la gestion de leur support physique, l'accroissement des risques d'inondation des zones urbaines et des besoins en eau pour diverses utilisations, le pouvoir public a développé une stratégie de mobilisation des ressources en eau, et s'est attribué la charge de la politique de lutte anti-érosive.

Les politiques de gestion de l'érosion hydrique

L'évolution de l'organisation des sociétés rurales ainsi que des formes de la gestion des ressources naturelles a donné naissance à un nouvelle situation caractérisée par :

- une société rurale composée de groupes sociaux bien différenciés : petits paysans, paysans sans terre, agriculteurs des plaines, ...
- une société urbaine "convoitant" les ressources hydriques résultant du ruissellement des eaux de pluie sur des versants devenus dégradés ;
- un écosystème en état de régression continue ;

- un pouvoir central ayant pour ambition de trouver des solutions de compromis entre des intérêts devenus, sinon conflictuels, du moins peu compatibles.

Le développement des techniques d'aménagement CES

D'après Brives [7], la technique de la banquette était déjà pratiquée bien avant cette date, et les premières recherches sur les processus érosifs ont commencé dès 1938-1940 à Oued El Melah en Algérie, puis dans les deux autres pays de l'Afrique du Nord [8]. Mais l'impulsion définitive de la protection des terres a été donnée dans les trois pays dès 1945. C'est alors que plusieurs programme de DRS (Défense et restauration des sols) puis de CES (Conservation des eaux et des sols) avaient été lancés sur de nombreux bassins versants entiers pris comme unité élémentaire d'intervention, moyennant des techniques mécaniques généralisées à tout l'espace traité, ignorant les spécificités des systèmes de production et les exploitations agricoles. A l'indépendance, ces actions ont été poursuivies avec la même approche et les mêmes techniques avec un objectif social nouveau, l'embauche de la main d'œuvre locale.

Ce dernier objectif est devenu dans certains cas un prétexte pour justifier la mise en œuvre de programmes de CES

Les projets d'aménagement sont le plus souvent conçus et gérés par des structures administratives spécialisées, agissant non seulement comme instance d'exécution d'une politique, mais aussi et surtout comme un centre de décision autonome concevant et appliquant une stratégie d'aménagement, à côté d'autres structures administratives ayant leurs propres stratégies de développement sur les mêmes terrains, souvent sans coordination. En effet, pendant longtemps, les préoccupations sectorielles l'ont emporté sur une politique globale d'aménagement spatial et de développement rural, tenant compte de tous les compartiments de paysages (Figure 1c).

Cet interventionnisme à l'échelle des bassins versants par des solutions purement mécaniques n'a pas tardé à montrer les limites de son efficacité, et de nombreux auteurs, dont Robert, Tihay, M'Hiri, Breuleux [3, 9-11], Heusch [8] Roose [14] et d'autres, ont fait le constat des modestes résultats des travaux entrepris dans l'espace vital des populations concernées, et de leur manque d'enthousiasme à assurer la maintenance des ouvrages. Plusieurs raisons de cette inefficience ont été avancées, mais la plus déterminante semble être la non intégration des techniques CES pratiquées aux systèmes de production agricoles des bénéficiaires.

La nécessité d'une nouvelle approche de la restauration des terres

Les timides résultats obtenus des actions C.E.S., conjugués à l'aggravation des processus érosifs, sont à l'origine d'un appauvrissement préoccupant des paysans des versants, mais aussi d'une dégradation intolérable des ressources naturelles, notamment les ressources en sol.

Ce constat des faits et de leurs conséquences prévisibles sur l'occupation de l'espace national, mais aussi sur la réalisation d'un niveau acceptable de sécurité alimentaire, est largement suffisant pour justifier une nouvelle orientation des actions de lutte antiérosive.

Diverses tentatives d'amélioration des pratiques de l'Administration chargée de la conservation ont été entreprises : essai de mise en œuvre d'une approche dite participative des agriculteurs, recherche d'une meilleure intégration de la CES dans des projets de développement... Mais nous pensons que ces tentatives ne peuvent se substituer à une approche englobante et globalisante, l'approche holistique.

L'approche holistique proposée

Partant de ce constat, et tirant les enseignements des expériences passées, une équipe interdisciplinaire de chercheurs a développé une approche holistique de la restauration des terres dégradées par l'érosion hydrique dans la région semi-aride du Nord-Ouest de la Tunisie.

Cette approche est définie par des principes, des objectifs, une méthode et des moyens.

Les principes

a) Considérant l'eau comme une ressource nécessaire aux activités de toutes les communautés humaines, la stabilisation du système hydro-pédologique ne saurait être obtenue qu'au moyen de la réintégration des fonctions propres aux différents compartiments du système et donc par un rétablissement de l'équilibre entre l'amont et l'aval, eu égard à la répartition spatiale des ressources en eau pluviale. Dans cette optique, le bassin versant reste un des niveaux de l'analyse du bilan de matière (eaux, sédiments, sels) mais n'est plus l'unité d'aménagement. Il est décomposé en :

- exploitations agricoles du compartiment amont ;
- impluviums incultes et voies d'eau du même compartiment ;
- voies d'eau à la base des piémonts ;
- bassins versants intermédiaires.

A ce découpage morphologique vient s'ajouter une structuration sociale des usagers de la ressource eau. De ce fait, la répartition de cette eau ne peut se faire en ignorant l'importance socio-économique de ces usagers. L'analyse de cette dimension dans l'affectation de cette ressource, bien qu'elle soit fondamentale pour une approche qui se veut holistique, ne sera pas abordée dans le cadre de cette communication.

b) Considérant l'érosion hydrique comme le résultat d'un déséquilibre socio-économique, notre approche impose la reconnaissance de l'exploitation agricole en tant qu'unité élémentaire d'aménagement, mais aussi en tant que système productif dont la gestion obéit à une rationalité économique de production de biens. La durabilité de cette fonction étant tributaire de son aptitude à assurer la reproductibilité des ressources.

Il y a lieu aussi de signaler que cette unité est en interaction continue avec son environnement, et l'objet de ces interactions peut être une ressource naturelle telle que l'eau, ou les mécanismes de ponction du surplus agricole. La prise en compte des effets de ces interactions au niveau du processus de décision de l'exploitation n'est pas considérée dans la suite du document.

Les objectifs

Au niveau de l'exploitation agricole

Dans le court terme : réduire, sinon annuler, l'érosion hydrique en favorisant l'infiltration à l'échelle de la parcelle jusqu'à la saturation du profil du sol, et prendre en charge une fraction de l'eau de ruissellement au niveau de l'exploitation, et enfin canaliser l'excédent d'eau vers les voies d'eau.

Dans le long terme : réhabiliter la fertilité du sol, consolider le système de production agricole et assurer sa durabilité.

Au niveau des voies d'eau du compartiment amont

Réhabiliter la solidarité du corps social autour d'aménagements communautaires de rétention d'une fraction des eaux de ruissellement pour divers usages.

Au niveau de l'aval

Alimenter les grands ouvrages hydrauliques par des eaux claires.

Ces niveaux d'aménagement sont pris en charge par des centres de décision différents (l'exploitant agricole, les communautés locales et l'État) qui devraient rester solidaires. Mais, on ne peut s'empêcher de s'interroger, à ce niveau, sur le degré de compatibilité de ces divers objectifs qu'on associe facilement à des acteurs sociaux convoitant la même ressource naturelle. Dans ce qui suit, il sera supposé qu'un compromis autorisant la faisabilité des solutions techniques soit à la portée des Pouvoirs Publics ayant la charge de gérer ces intérêts contradictoires.

Les méthodes

L'aménagement

Dans cette approche, la primauté est accordée aux techniques de restauration de la capacité de production des terres. Cela impose que l'aménagement commence par l'exploitation agricole à l'amont et s'étende ensuite progressivement vers l'aval.

Au niveau de l'exploitation, l'effort est porté sur :

- la gestion des gouttes d'eau de pluie arrivant à la surface du sol, en favorisant l'infiltration par divers travaux culturaux réalisés au niveau de la parcelle à différentes échelles (centimétriques à décamétriques) agissant par l'augmentation de la rugosité du sol, la régénération et la stabilisation de la structure de la surface ;
- le retardement du ruissellement par d'autres techniques CES au niveau de l'exploitation ;
- l'évacuation de l'excédent d'eau vers les voies d'eau ;
- la réhabilitation de la fertilité du sol.

Cela revient en fait à considérer ces différentes actions comme des techniques culturales que l'agriculteur de montagne adoptera pour son propre intérêt.

Au niveau des voies d'eau de l'amont, les actions à entreprendre sont la stabilisation biologique des berges des voies d'eau et la rétention d'une fraction des eaux de ruissellement par des ouvrages divers pour des usages communautaires.

Au niveau des principales voies des eaux de ruissellement débouchant à l'aval, l'action consiste à retenir cette ressource, au profit des plaines et des centres urbains, par les barrages.

Ainsi, le bassin versant sera subdivisé en trois domaines d'action : la somme des exploitations, les voies d'eau de l'amont collectant les eaux de ruissellement des impluviums incultes et l'excédent des exploitations, et finalement les oueds débouchant dans les plaines.

La valorisation de l'eau

- Sur l'exploitation, l'amélioration du régime hydrique permet d'améliorer les rendements des cultures et des parcours, et la collecte d'eau de ruissellement servira aux divers besoins du ménage, du troupeau et éventuellement à des épandages dans les parcelles les plus basses ;

- les ouvrages communautaires serviront à fournir l'eau aux exploitations et ménages les moins favorisées par leur topographie, et à développer éventuellement l'épandage ou l'irrigation de complément ;

- les grands ouvrages serviront l'agriculture de plaine, les centres urbains, la protection de l'aval et la régulation hydrologique des cours d'eau.

Consolidation des systèmes de production pratiqués dans les compartiments affectés par l'érosion

L'évolution actuelle de l'état des ressources (physiques, biologiques et humaines) de ces zones est régressive. Elle se traduit par l'appauvrissement intégral du système : perte de terre, accroissement du ruissellement, dégradation des ressources biologiques, émigration temporaire ou définitive de la population active.

Dans cette tendance, la restauration des terres dégradées n'a de sens pour les agriculteurs concernés que si elle assure la viabilité économique de l'exploitation agricole, ce qui semble possible dans certaines situations, si on établit une cohérence entre les stratégies des divers acteurs. Il importe donc d'intégrer l'ensemble de ces stratégies dans un "schéma directeur de gestion des bassins versants" qui engloberait, en plus des stratégies d'aménagement des divers compartiments, toutes les actions de développement, en insérant ainsi la politique de protection des ressources dans une logique économique.

Les moyens

Actuellement, c'est l'État qui prend en charge financièrement l'essentiel des travaux CES Dans l'approche proposée, la répartition des responsabilités de l'aménagement sur différents acteurs gérant différentes portions de l'espace constitue une opportunité pour rechercher un système de financement dans le cadre du "schéma directeur de gestion des bassins versants", où sera prise en considération la capacité de production des terres. Dans cette perspective, les plus dégradées d'entre elles ne seraient pas en mesure de supporter la charge financière de la restauration. Mais la réponse définitive à cette question ne pourrait être donnée qu'au terme de recherches interdisciplinaires sur l'ensemble du bassin versant.

Résultats de l'application de l'approche holistique : au niveau de l'exploitation agricole

Dans le but de tester, au niveau de l'exploitation, l'approche proposée, une action de recherche interdisciplinaire a été entreprise sur une exploitation agricole de 57 ha (appartenant à M. Ben Younes), sise à Sidi Rabah, dans la délégation de Sakiet Sidi Youssef (Gouvernorat du Kef).

Pour élaborer sur cette exploitation les éléments d'un modèle du développement d'une agriculture pluviale extensive soucieuse de la conservation de la terre, il était nécessaire de commencer par la connaissance approfondie des ressources naturelles, des techniques de production pratiquées et du comportement de l'agriculteur dans son environnement physique soumis intensément à l'érosion hydrique.

Il était entendu dès le départ que ce modèle devait être envisagé de manière à satisfaire en toute priorité aux besoins primordiaux du ménage et, accessoirement, à la demande des marchés de proximité, en utilisant des techniques facilement adoptables par la famille, mais susceptibles de valoriser au mieux les potentialités de production du milieu sans incidence négative sur l'exploitation [12].

Les travaux avaient porté sur les différents composants du système de production axé sur la céréaliculture et l'élevage ovin. Mais, dans ce document, ne seront rapportés que les résultats relatifs à l'aménagement et la restauration des terres, en application des principes et des méthodes de l'approche holistique présentés précédemment.

Le milieu physique

Cette exploitation est assez représentative des conditions générales décrites précédemment pour le Haut-Tell, avec une pluviométrie moyenne de 330 mm/an et un ETP estimé à 900 mm/an.

La morphologie du terrain est très accidentée et les parcelles sont individualisées naturellement par les unités morphologiques dont la cartographie des sols a donné l'inventaire porté sur le Tableau IV.

Tableau IV. Types des sols de l'exploitation de Sidi Rabah.

Type de sol	Profondeur (cm)	Pente (%)	Surface (ha)
Lithosol	< 5	10 - 20	13,75
Régosol	< 5	3 - 5	7
Rendzine	10 - 20	5 - 10	1,75
Peu évolué régosolique	20 - 40	3 - 5	10,25
Peu évolué colluvial	> 100	5 - 10	8,50
Peu évolué alluvial	> 100	0 - 2	12,8

Ces résultats témoignent de l'état avancé de dégradation des terres par l'érosion hydrique avec un coefficient de ruissellement moyen supérieur à 50 % sur les parcelles en forte pente.

L'aménagement

Compte tenu de l'aridité climatique, et de la faible profondeur des sols, l'amélioration de la production agricole dans cette exploitation passe par l'amélioration du régime hydrique des terres en augmentant le rapport : pluviométrie + eau de ruissellement maîtrisable/surface des meilleures terres cultivables. Cela est réalisable en exploitant la compartimentation naturelle de l'exploitation :

- les strates calcaires et les flancs de collines érodées constituent des impluviums dont les eaux sont maîtrisables pour le stockage d'eau potable (citerne) et l'épandage sur la parcelle la plus basse, après rétention derrière un petit ouvrage (digue de rétention) ;
- sur les parcelles à pente moyenne, un aménagement approprié, intégré au système des cultures, réalisé à diverses échelles pour augmenter l'infiltration ;
  - labour à traction animale en courbe de niveau,
  - micro-pitting sur les parcelles cultivées,
  - cuvette individuelle pour les oliviers,
  - sur les pentes longues : mur de pierre sèche et banquette de rétention totale,
  - fertilisation organique et minérale raisonnée ;
- au débouché de l'aval, exploitation d'un verrou pour l'installation d'une digue d'une contenance de 1 000 m^3 équipée d'une vanne et d'une conduite d'évacuation pour l'épandage des eaux sur la parcelle la plus basse.

Consolidation du système de production

L'un des points faibles du système de production pratiqué dans cette exploitation représentative de sa région, est l'inadéquation quantitative et qualitative entre la taille du cheptel animal et les ressources alimentaires produites. Ce qui est à l'origine du surpâturage et de la dégradation des ressources qui en découle (Figure 2).

Les travaux d'aménagement permettent d'améliorer les rendements des cultures céréalières et fourragères assolées. De plus, pour sécuriser le cheptel pendant les années sèches,

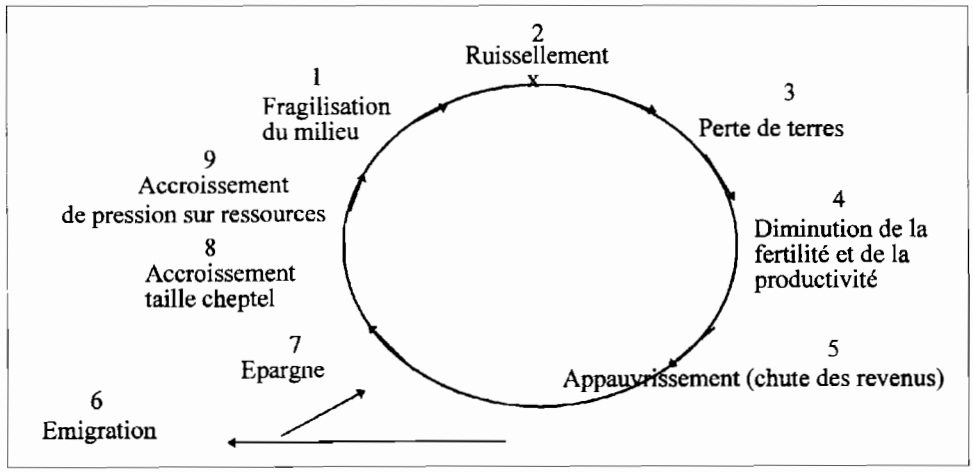


Figure 2. Cercle vicieux de la dégradation des ressources et de l'appauvrissement du milieu.

des cultures d'arbustes fourragers ont été installées, soit sur une parcelle entière [cactus inerme (*Opuntia*) et luzerne arborescente (*Medicago arborea*)], soit sur certains ouvrages de rétention comme les banquettes ou les berges des voies d'eau (*Acacia cyanophylla*). Par ailleurs, pour améliorer la qualité des ressources fourragères disponibles (déficit de 47 % en matière azotée digestible), un traitement à l'ammoniaque de la paille a été pratiqué par les zootechniciens avec succès. De même, pour boucler le calendrier fourrager, l'approvisionnement en fourrage de vesce-avoine s'est avéré nécessaire pour maintenir la taille du cheptel initial.

Le bilan

Les principaux résultats techniques et économiques enregistrés au cours et après la période expérimentale sont décrits ci-après.

1) Les mesures d'érosion ont montré que, sur les parcelles non traitées, la terre mobilisée par l'effet splash et transportée par les eaux de ruissellement, atteint après deux années, des valeurs moyennes de 15 tonnes/ha sous culture de blé, 11 tonnes/ha sous l'orge et 30 tonnes/ha sous jachère pâturée. Les pertes d'azote minéral ($N0_3^-$ et NH_4^+), atteignent 14 kg/ha sous jachère, en plus des quantités notables de matière organique (9 % de M.S. dans la terre transportée contre 1,5 % dans l'horizon de surface en place).

2) Les travaux d'aménagement réalisés ont permis de maîtriser l'eau à plus de 80 % au niveau de la parcelle et à 100 % au niveau de l'exploitation. Cela se traduit par le remplissage du réservoir sol à chaque événement pluviométrique important, et la constitution des réserves d'eau derrière la digue de retenue, mobilisables par épandage.

3) Le transport solide a été maîtrisé pour l'essentiel au niveau de la parcelle.

4) Les pertes de facteurs chimiques de fertilité (argile, matière organique, azote...) ont été annulées.

5) Aucune modification notable du système des cultures n'a été relevée tout le long de la durée du projet. En effet, l'importance relative de chacune des principales cultures, à savoir : le blé, l'orge, les cultures fourragères, n'a subi aucune évolution nette, et la taille du cheptel a été stabilisée à un niveau compatible avec l'offre d'unités fourragères du système de production consolidé. Ceci est d'ailleurs conforme à l'objectif de l'approche proposée.

6) En revanche, suite à la maîtrise de l'eau de pluie et une utilisation accrue des intrants, les rendements observés ont subi, comme le montre le Tableau V, une augmentation significative.

Tableau V. Évolution des rendements du blé dur et de l'orge.

Campagne	Blé dur	Orge
1984/85	4,7	6
1988/89	10,5	13,8

7) Comme conséquence à cette amélioration des rendements, les marges brutes enregistrées ont connu une hausse indéniable entre les deux campagnes mentionnées précédemment. Il va sans dire qu'une telle amélioration est à expliquer en partie par les effets du prix de vente des produits, mais aussi par une utilisation plus efficiente des intrants. L'examen de l'évolution des marges brutes dégagées par l'hectare moyen de la SAU laisse une place importante à la gestion des cultures. En effet, la valeur de cette marge a évolué de 37 DT au prix de 1984 à 140 DT au prix de 1988, soit une augmentation de plus de 300 %. Un tel accroissement ne peut s'expliquer par l'effet des prix uniquement, une appréciation de 10 % l'an des prix de l'output par rapport à ceux des inputs se solderait par une augmentation de 150 % durant les quatre ans séparant les deux observations. Par ailleurs, il convient de noter le gain de plus-value des sols ayant reçu un appoint d'irrigation à partir de la digue mise en place. En effet, le différentiel des coûts d'opportunité estimé par un programme linéaire appliqué à l'exploitation étudiée est évalué à 153 DT (prix 1988).

Discussion et conclusion générale

L'approche holistique proposée est basée sur la conviction que l'érosion hydrique, expression d'une crise de relations entre les sociétés rurales et le milieu physique qui les porte, ne peut trouver de solutions durables que par la réconciliation de ces sociétés avec leur environnement, par une adéquation rigoureuse entre les besoins croissants de ces sociétés (quantitatifs et qualitatifs) et les aptitudes de ces milieux à les satisfaire. L'évitement du dépassement des seuils d'irréversibilité de l'évolution régressive des ressources en sol ne saurait donc être assuré par de simples aménagements physiques anti-érosifs. La consolidation du système de production par une meilleure maîtrise de la gestion et la valorisation de l'eau au niveau de l'exploitation agricole est une des conditions nécessaire à la réussite d'un programme de réhabilitation des terres affectées par l'érosion (Tableau VI).

Les résultats de l'application de cette approche au niveau de l'unité de production de montagne sont susceptibles de susciter de nombreuses interrogations relatives à plusieurs aspects de leur reproductibilité, et partant de leur applicabilité dans le Nord-Ouest de la Tunisie, en dépit de l'amélioration sensible de "l'état de la ressource sol" et de la durabilité des résultats acquis au niveau de la parcelle et de l'exploitation agricole.

Ces interrogations sont relatives aux points suivants :

- les difficultés de l'adoption (et de l'adaptation) des techniques appropriées de stabilisation des terres en place comme techniques culturales par les agriculteurs concernés : dans quelle mesure la restauration des sols constitue un choix optimal pour les propriétaires fonciers non exploitants directs (absentéistes) ou ayant des propriétés de taille réduite ;
- l'adéquation des systèmes de collecte communautaire des eaux de ruissellement avec l'organisation sociale actuelle. Autrement dit, est-il possible de réhabiliter, d'une part, l'organisation communautaire de montagne autour d'intérêts collectifs (AIC de montagne) et de procéder, d'autre part, à une réaffectation de la ressource hydrique à d'autres groupes sociaux. Cette interrogation pose la problématique de l'adaptation des aménagements hydro-agricoles aux structures sociales et physiques de montagne ;

Tableau VI. Quelques éléments de comparaison entre la CES à l'échelle du bassin versant et celle de l'exploitation.

	CES échelle BV	Restauration des terres à l'échelle de l'exploitation
Objectifs	Maîtrise du ruissellement et sédiments, mobilisation eau, protection aval	Stabilisation sol en place + rétention eau dans le sol + acheminement excès eau vers aval
Processus gérés	Ruissellement	Impact goutte d'eau/ infiltration, stockage eau
Action sur paramètres (A = RKLSCP)	P (réduction longueur pente)	K (structure) et C (couvert végétal)
Techniques	Ouvrage et rétention eau bassin versant	Techniques culturales + petits ouvrages évacuateurs d'eau
Unité d'intervention	Bassin versant	Parcelle et exploitation dans sous-bassin versant
Concepteur	Services d'études spécialisées (État)	Agriculteur et équipe pluridisciplinaire
Bénéficiaire	Compartiment aval	L'exploitant/ communauté des agriculteurs/ aval
Centre de décision	Administration	Agriculteur/ communauté agricole
Financement	État	?
Maintenance	État pour grands ouvrages	Agriculteur/communauté/État
Durabilité	Assurée pour grands ouvrages de protection	Assurée pour l'exploitation et les ouvrages
Résultat final	Mobilisation maxi eau de ruissellement pour aval	Stabilisation des terres et des hommes Agriculture de montagne réhabilitée Alimentation de l'aval en eau
Questions non résolues	Agriculture de montagne marginalisée - Emigration	Financement Fiabilisation de l'approche

- le financement de la restauration des terres en pente (sources, conditions et modalités d'octroi...). Faut-il faire payer les agriculteurs de l'amont eux-mêmes victimes du fléau de l'érosion, ou bien les riches irriguants de l'aval, bénéficiaires des eaux de ruissellement, ou bien l'ensemble de la collectivité ?
- les modalités de l'élaboration du schéma directeur de gestion du bassin versant et son intégration dans les plans de développement économique comme un cadre pour l'aménagement ;
- le coût d'opportunité de la non mise en œuvre de l'approche holistique. On assisterait inévitablement à une intensification du ruissellement, donc à une dégradation croissante des ressources des zones montagneuses, ce qui équivaut à une aggravation du processus d'appauvrissement intégral du système anthropo-hydro-pédologique. Une telle évolution serait-elle acceptable à moyen et à long terme ?

Les réponses à ces interrogations ne sont évidemment pas encore élaborées. Elles ne pourraient d'ailleurs l'être qu'au bout de nombreuses recherches de terrain à mener en étroite collaboration avec l'ensemble des partenaires respectivement concernés par la restauration des terres dégradées de montagne, et par la gestion des ressources en eau de surface au profit de l'aval. Ces recherches ont comme principal prérequis un débat collectif à même de permettre l'adoption des schémas d'occupation et d'aménagement de l'espace naturel.

Un travail préliminaire a d'ores et déjà permis de tracer le cadre méthodologique approprié pour une telle recherche et d'esquisser un montage institutionnel pour sa mise en œuvre. Les pilotes régionaux de développement agricole [13] ont été conçus dans l'objectif de produire des modèles dont les composantes technologiques sont fiabilisées et les conditions de durabilité vérifiées aux plans économique, social et institutionnel.

Références

1. Direction CES (1991). Rapport d'évaluation sur les techniques de CES en Tunisie. Projet PNUD/FAO. TUN. 86-020- déc. 1991 - Dir. CES Minist. Agr. Tunis.
2. Ministère de l'Agriculture (1991). Stratégie nationale pour la conservation des eaux et du sol. D./C.E.S., juillet 1991. Minist. Agr. Tunis.
3. M'Hiri A. (1976). Les pertes en sols par les inondations. Communication au séminaire tuniso-suédois sur les inondations. INAT, C.N.D.A., Minist. Agr. Tunis.
4. Despois J., Raynal R. (1967). *Géographie de l'Afrique du Nord-Ouest*. Payot, Paris (569 p).
5. M'Hiri A. (1993). L'érosion hydrique des sols en Afrique du Nord. 1er Congrès International Méditerranéen : Environnement, développement rural, qualité de la vie. Ass Ing Grecs Athènes 21, 25 mars 1993.
6. Naciri M. (1985). L'aménagement de l'espace territorial au Maroc. In : Baduel R., éd. Lieux d'autonomie et centralisation étatique. Etats, territoires et terroirs au Maghreb. CNRS.
7. Brives A. (1925). *Considérations hydrologiques sur l'Algérie*. Faculté Sc. Alger (55 p).
8. Heusch B. (1982). *Érosion et transports solides dans les zones semi-arides du Maghreb*. SOGREAH. Projet RAB. 80/011. PNUD,D./C.E.S., Minist. Agr. Tunis (83 p).
9. Robert P. (1970). Comportement des systèmes anti-érosifs de l'administration des Eaux et Forêts dans le Pré-Rif. *Bull Liaison Ing For Maroc* ; 2 : 33-46.
10. Tihay J.P. (1976). Dynamique des versants et milieux naturels dans la vallée de Soumman (Algérie). *Ann Géog* ; 85 : 257-280.

11. Breuleux F. (1976). *Inventaire des travaux de conservation des eaux et des sols en Tunisie*. SIDA. TU ; D./C.E.S., Minist. Agr. Tunis : 5-13.
12. MHiri A., Bousnina H. (1987). Potentialités en terres agricoles dans le Nord-Ouest. Quelques éléments d'une stratégie de développement de l'agriculture pluviale. Séminaire du Projet systèmes de production. MIAC, 1987. INAT, Tunis.
13. Makhlouf E. (1991). *Approche possible pour un développement agricole durable*. Étude interne D.G.Financement. Minist. Agr. Tunis.
14. Roose E. (1991). Conservation des sols méditerranéens. Cahier ORSTOM, sér Pédol ; Vol. 26 (2) : 145-181.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 325-335.

19

Paysages oasiens et réhabilitation des oasis de la Nefzaoua (Tunisie)

H. SAHNOUN [1], J.-O. JOB [2], C. ZIDI [3], A. MTIMET [3]

1. *Centre National de Télédétection, BP 200, 1080 Tunis, Tunisie*
2. *ORSTOM, BP 434, 1004 El Menzah, Tunisie*
3. *Ministère de l'Agriculture, Direction des Sols, rue Hedi Karray, 2049 Ariana, Tunisie*

Le milieu naturel et les grands déséquilibres

Les oasis occupent en Tunisie à peu près 25 000 ha répartis en quatre régions arides en bordure Nord Saharienne : la faille de Gafsa, le Jerid, la Nefzaoua et les oasis de bord de mer de Gabès. Entre le Jebel Tebaga, les monts de Matmata et le Chott El Jerid, la Nefzaoua est une vaste formation miopliocène de 3 000 km^2 qui contient 8 400 ha d'oasis [1, 2]. Cette région nous servira d'exemple pour illustrer les transformations qu'ont subi les oasis et l'histoire de leur réhabilitation au cours du XXe siècle (Figure 1).

Deux aspects de la géomorphologie retiendront notre attention :

- l'environnement est riche en gypse. Les cristaux de taille comprise entre 100 et 200 microns, produits de la précipitation des eaux de nappe et de l'irrigation, sont remobilisés par les vents d'automne et de printemps et constituent l'essentiel des dunes de la région, créant un paysage vallonné, entaillé par des oueds.
- la topographie est en pente générale de l'Est vers l'Ouest. Entre les collines mioplocènes érodées, de nombreuses petites dépressions fermées piègent les eaux de ruissellement (de drainage le plus souvent).

Figure 1. La Nefzaoua dans son contexte géologique (d'après carte au 1/500 000e du Service Géologique de Tunisie, 1985, réduite 1,7 fois) : cQ : Pleistocène continental gypso-calcaire ; dQ : dunes quaternaires ; MPL : Miopliocène ; Cal-ce : calcaires cénommaniens ; marron clair : Sénonien. *(Voir planches couleurs.)*

La dégradation des sols est donc le fait de l'ensablement (par du gypse) dans les paysages ouverts et de leur salinisation dans les zones basses. Pour l'agriculteur, la réhabilitation du milieu est d'abord la défense des oasis contre ces deux menaces.

Le développement des oasis au XXe siècle

A l'origine, les oasis sont des bouquets de palmiers, de variétés très diverses, concentrés autour de sources artésiennes. Avant 1900, les données sont rares, mais une source romaine aménagée est encore visible à Telmine. Au début du siècle, les seules concentrations de sources sont celles de Kebili, Mansoura et Bechri, totalisant à peine 160 litres par

seconde. Tout le reste de la région est composé de petites sources, les aïouns, îlots de verdure (Jezirats), dans une mer de sable. L'artésianisme naturel est perturbé dès 1907 à Kebili, par des forages qui ne cesseront de se multiplier depuis (Tableau I). Dans les années 1970, on compte, au Sud de Kebili, vingt oasis d'une superficie moyenne de 80 ha bien groupées autour des forages. Les îlots commencent à disparaître, les forages provoquant le tarissement de nombreuses sources (Tableau I). Les oasis irriguées, cultivées sur plusieurs strates, occupent progressivement tout l'espace compris entre le forage et la première dépression topographique qui existe en aval. Cette logique d'extension est imposée par le mode d'irrigation gravitaire.

Tableau I. Superficie des oasis et alimentation en eau dans la Nefzaoua à partir de 1920 [1, 3- 5].

Décennie	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980
Superficie cumulée (ha)	348	1605	1898	2835	3557	5308	8408
Nb. de forages cumulés	11	28	35	54	73	93	110
Débits cumulés	300		550	1100			3600
Nombre de sources				300	200	30	10

Dans les années 1980, les oasis nouvellement mises en eau sont plutôt des périmètres irrigués consacrés à la monoculture du palmier-dattier Deglet Nour. Toutes sont alimentées par des forages. Le calendrier des besoins en eau est modifié. La profondeur d'assainissement des sols augmente. Le drainage s'intensifie et il apparaît dans le paysage des lacs d'exutoire qui se salinisent par évaporation.

Protection et réhabilitation des oasis

Au cours de ce siècle, l'espace vide se couvre de cultures, réhabilitation et protection des oasis cohabitent et sont menées de pair. En effet, les oasis de la Nefzaoua, comme toutes les oasis de plaine, ne sont jamais en équilibre avec leur milieu. Pour durer, elles doivent se défendre en permanence contre l'ensablement, contre le manque d'eau. Leur protection peut être le fait de l'agriculteur ou celui de l'État (Figure 2).

La protection des oasis par les agriculteurs

L'irrigation gravitaire à partir de sources ou de forages situés en amont des cultures impose un développement des oasis vers le bas. Cette extension se fait donc sur des sols salés, gagnés sur les chotts ou sebkhas qui accompagnent immanquablement les oasis. Il faut bonifier ces sols, soit par des amendements organiques pour rentabiliser immédiatement la strate au sol (Figure 3), soit en rehaussant les sols à l'aide de sable quand il s'agit d'assurer le développement des racines du palmier dans un sol sain. Les agriculteurs mettent en œuvre ces pratiques anciennes de leur propre initiative, souvent en automne.

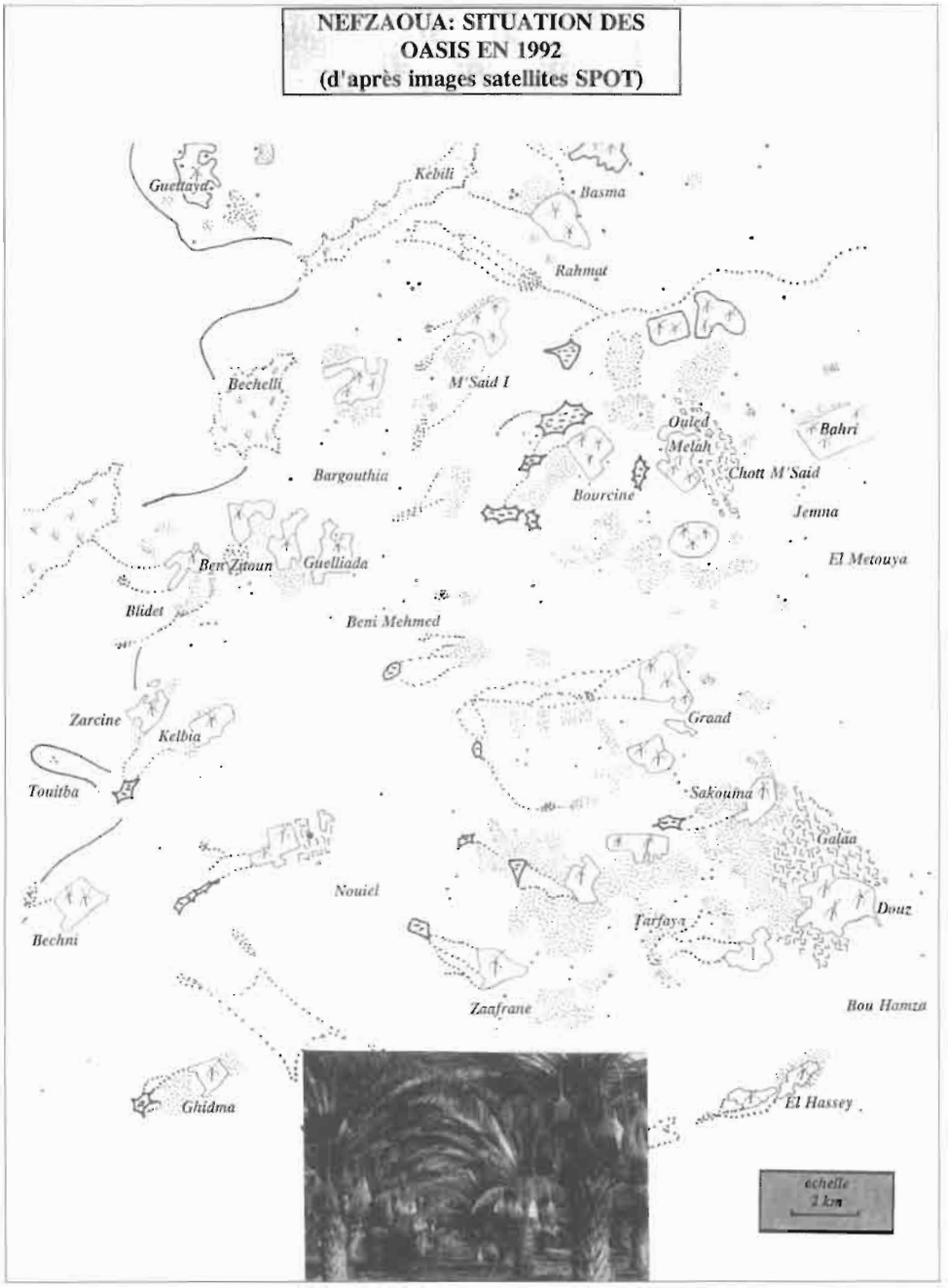


Figure 2. Situation des oasis (d'après interprétation des images SPOT de juillet 1992) : en pointillé rouge : les aïouns ; en continu vert : les oasis traditionnelles et modernes ; en pointillé vert : les cultures d'extension ; en pointillé bleu : les axes de drainage naturel. *(Voir planches couleurs.)*

Figure 3. Oasis d'El Guettar.
A. Développement de l'oasis vers le chott (à gauche de la photo). *(Voir planches couleurs.)*
B. Amendements organiques sur les sols très salés de chott. *(Voir planches couleurs.)*

La réhabilitation des oasis par l'État

Le Plan Directeur des Eaux du Sud

Les amendements que l'agriculteur prodigue à la parcelle ne suffisent pas à sauvegarder les oasis. L'agrandissement des oasis traditionnelles cultivées sur trois strates impose l'augmentation des ressources en eau, par de nouveaux forages, le réaménagement de sa distribution à la parcelle, son évacuation par des drains (Tableaux I et II). L'augmentation des superficies se fait par la quasi monoculture du palmier.

L'intervention de l'État est nécessaire. Le plan directeur des eaux du Sud (PDES) en 1976 est le grand moteur de la réhabilitation des oasis. La partie qui concerne la Nefzaoua prévoit la sauvegarde de 5 000 ha et la mise en valeur de 1 100 ha d'oasis nouvelles.

Sauvegarder les oasis, c'est en même temps mettre en production de nouveaux forages (Tableau I) mais aussi favoriser le maraîchage sur la strate au sol, inciter au remplacement des oliviers par des grenadiers sur la strate intermédiaire, éclaircir les palmiers, jusqu'à l'idéal préconisé de 156 pieds par hectare, et remplacer 70 % des espèces communes par des Deglet Nour [6]. C'est donc modifier considérablement la physionomie même de l'oasis.

Les travaux de drainage

Toutes les oasis de la Nefzaoua ont les mêmes caractéristiques géomorphologiques (Figure 4). Certaines oasis sont réhabilitées par drainage (Figure 5).

Dans presque toutes les oasis, les sols ne sont pas salés en amont de l'oasis, mais la salure dépasse dans la plupart des cas 10 dSm^{-1} en bordure aval (Figure 4), au niveau du drain principal. De telles salures affectent les rendements des dattiers et compromettent les cultures à enracinement profond. L'amendement organique rend par contre possible les cultures maraîchères.

La salure des sols est modifiable à tout moment, car dans un contexte géochimique riche en gypse et magnésium et pauvre en argile, il n'y a pas de risque d'alcalinisation irréversible.

La qualité des eaux par contre peut se dégrader. Des réseaux de drainage très importants ont été réalisés par l'État depuis les années 1970 (Tableau II). Si l'on examine de près la salure des eaux de drain, on voit qu'aucune eau n'est en équilibre avec la salure du sol. Le rapport des conductivités électriques des eaux de drain et de l'extrait saturé de sol devrait être en effet dans ce cas voisin de 1,2 pour ce type de sol [7]. Les eaux transitent donc par les circuits de drainage sans lessiver les sels du sol. A la sortie des oasis, ces eaux sont encore de qualité acceptable pour une irrigation [8].

Par contre, quand elles rejoignent les bas-fonds, elles s'évaporent et leur salure dépasse fréquemment celle de l'eau de mer. Les parties basses jouent donc le rôle de piège pour des eaux de bonne qualité qu'elles contaminent et rendent impropres à l'irrigation définitivement sans que la quantité de sels dans les sols diminuent d'autant.

Ce phénomène gagne toute la Nefzaoua. Le paysage se couvre de ces petits pièges très salés en aval de chaque oasis.

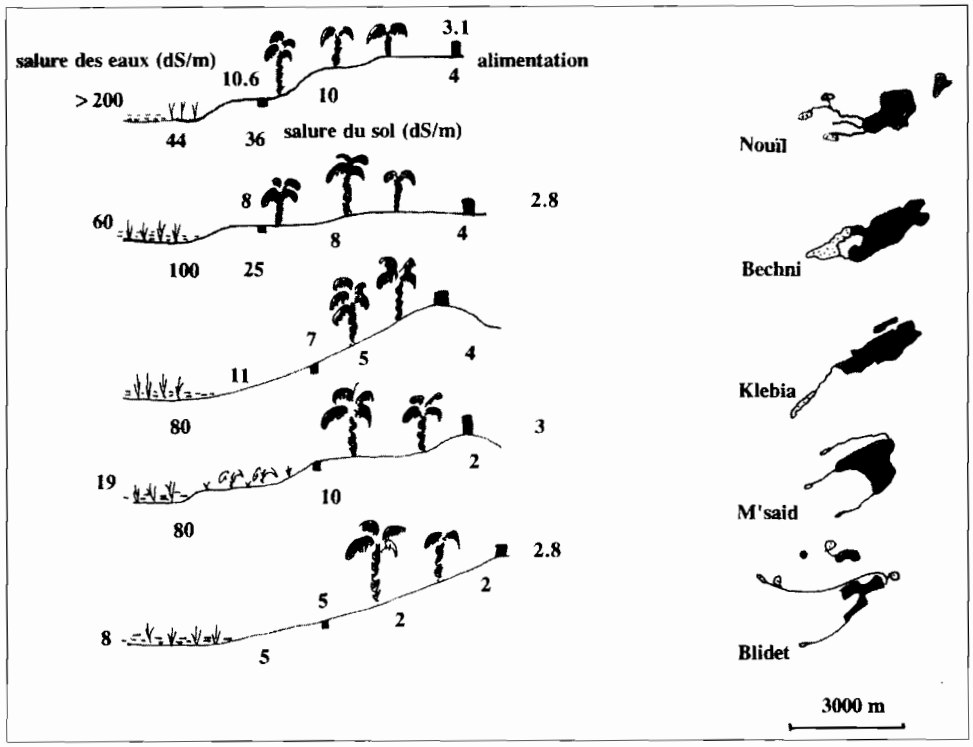


Figure 4. Position topographique de quelques oasis de la Nefzaoua. La salure des sols est indiquée en dessous, tandis que la salure des eaux est indiquée à trois niveaux : celui de l'alimentation (forage), celui du drainage principal à la sortie de l'oasis, celui de la zone d'accumulation des eaux de drainage. *(Voir planches couleurs.)*

La protection contre l'ensablement

Les sols des oasis de la Nefzaoua se sont formés à partir de formations éoliennes contenant jusqu'à 60 % de gypse lenticulaire. C'est ce même gypse, dont la taille moyenne des particules voisine 100 microns qui est aujourd'hui mobilisé par les vents d'automne et de printemps et qui envahit les villages et les cultures.

La protection des cultures contre l'envahissement des sables gypseux éoliens se fait par des barrières de palmes dressées perpendiculairement à la direction du vent. Les sables en suspension dans l'air, ainsi ralentis, sédimentent sous le vent.

Les barrières sont rehaussées au fur et à mesure que les palmes sont ensevelies et peuvent atteindre 10 mètres de haut et plusieurs kilomètres de long. En 1992 sont visibles sur l'image SPOT plus d'une centaine de kilomètres de brise-vent (Figure 6), d'orientation générale moyenne Sud-Est/Nord-Ouest, mais il en existe 350 km à peu près. Une étude est en cours pour déterminer la provenance et le rythme d'ensablement depuis les vingt dernières années.

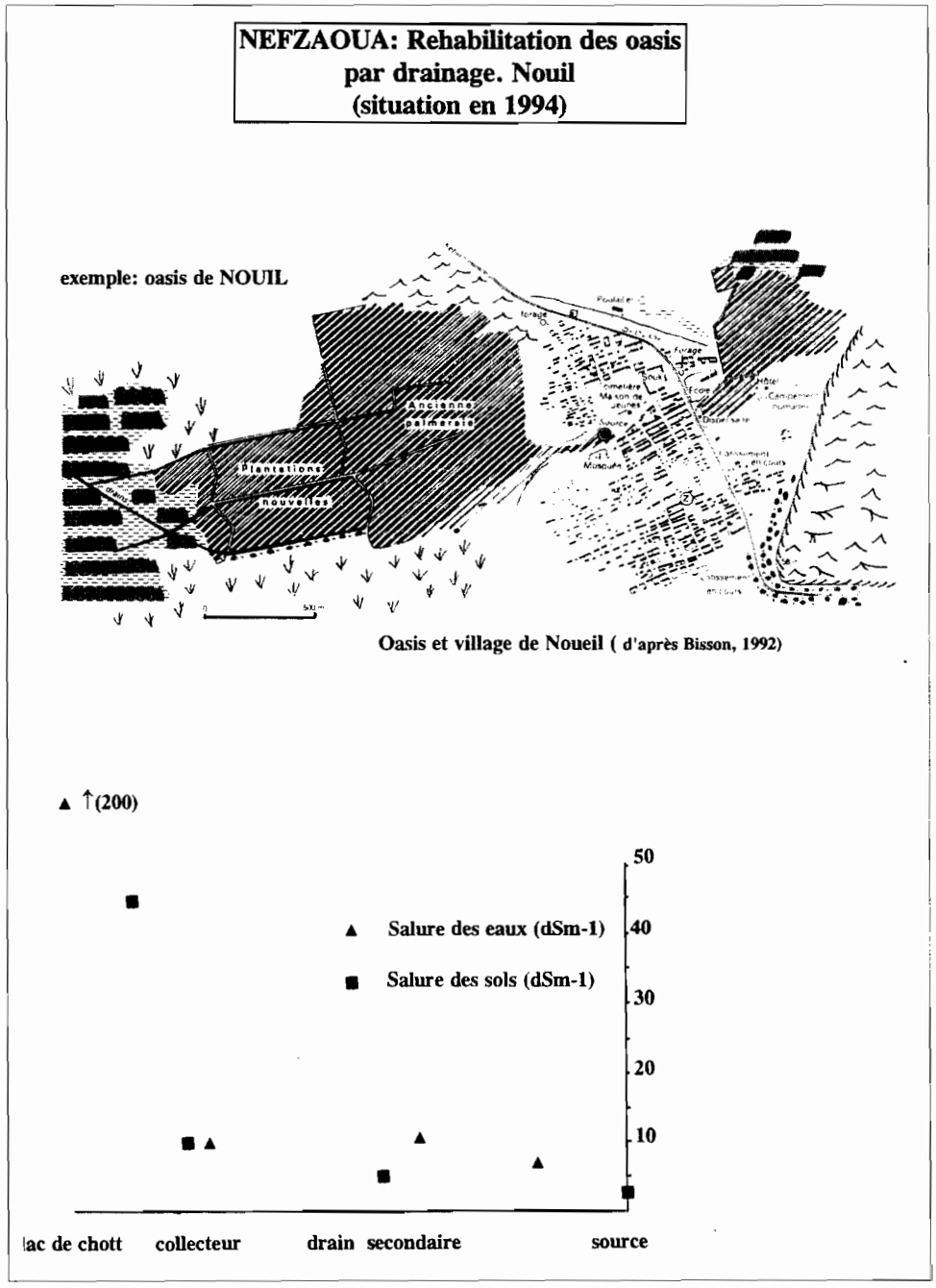


Figure 5. Réhabilitation des oasis par drainage : exemple de Nouïl. *(Voir planches couleurs.)*

Tableau II. Caractéristiques des circuits de drainage des oasis compris sur la scène SPOT de 1992.

Drains	Drain principal			Drains secondaires			Drains tertiaires			Exutoire		
Oasis	nb	prof (cm)	long (m)	nb	prof (cm)	long (m)	nb	prof (cm)	long. (m)	nb	prof (cm)	long (m)
Bou Hamza	4	200	3 250	6	200	1 400				4	50	500
El Ghoula	5	230	5 000							1	100	3 000
Douz	2	250	5 200	9	200	4 870	10	1,5	872	1	50	1 000
Graad	3	250	2 750	6	200	7 610	16	150	2 600	3	100	1 500
Klebia	8	180	6 750	4	160	500						
El Hassey	3	200	3 500	4	160	3 600	25	150	3 500	2	50	1 600
Ghidma	3	200	5 000	5	170	3 350	10	150	700	3	50	900
Tarfaya	3	180	4 600			8 400						
Zaafrane	2	250	1 870	8	150	3 770				1	50	1 500
Nouil	3	200	3 500	4	160	3 600	25	150	3 500	2	50	1 600
Zarcine	3	180	4 660	7	160	2 310	1	150	380			
Golaa	2	180	2 350	3	180	100	5	150	810	2	50	1 000
Sakouma	5	200	5 000	2	150					1	100	2000

Conclusions

Depuis le début du siècle, la colonisation du paysage de la Nefzaoua par les oasis a toujours été active. Elle s'est déroulée dans un contexte globalement positif comme le montre le développement intégré réussi des oasis qui s'accompagne d'un solde migratoire positif pour les régions du Jerid et de la Nefzaoua à partir de 1975 [9].

Les oasis se développent en couronne à partir d'un noyau traditionnel que les aménagements modernes préservent en général. Depuis les années 1980 la quasi totalité de l'eau d'irrigation provient de forages (en 1983, le débit total des sources de la région n'est plus que de 125 litres par seconde). L'eau semblerait donc maîtrisée à la source. L'augmentation de la quantité d'eau disponible à la parcelle permet en effet d'irriguer des variétés a haute valeur ajoutée (grenades, dattes Deglet).

Mais elle a des effets pervers. Les agriculteurs qui sont en bordure disposent de plus d'eau et sont tentés de gagner de nouvelles terres sur le chott, ce qui modifie la physionomie de l'oasis. Le danger le plus grave est l'augmentation de la quantité d'eau de drainage qui s'accumule dans les bas-fonds et s'y salinise de manière irréversible.

Une solution serait d'irriguer les palmeraies et les oasis avec juste ce qu'il faut d'eau pour que la frange racinaire (0-180 cm) soit humectée, pour maintenir les sels du sol en profondeur, sans les mobiliser dans le paysage par l'intermédiaire des nappes. Des études fines sur les besoins en eau des cultures et leur résistance à la salure seraient alors nécessaires.

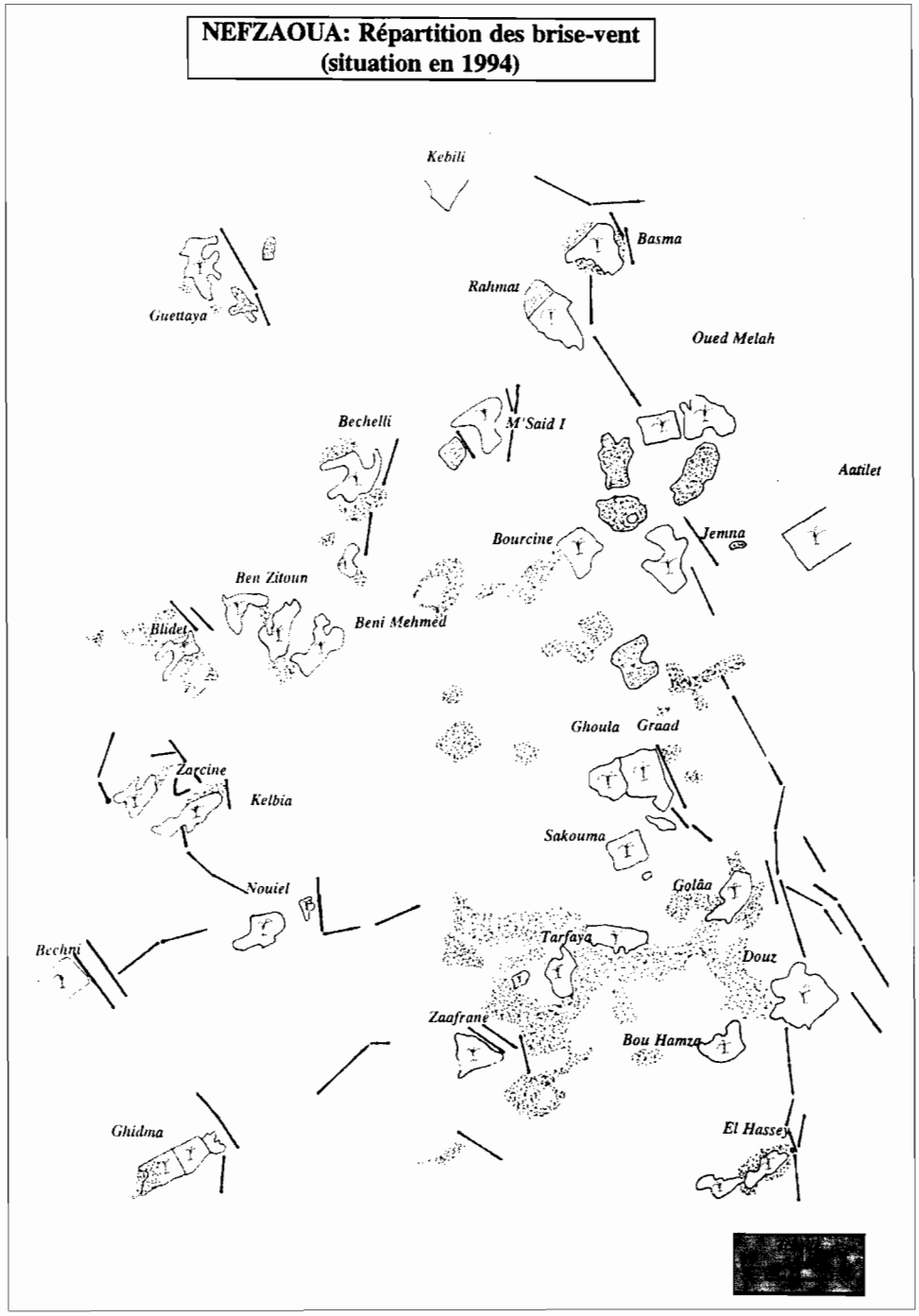


Figure 6. Répartition des brise-vent dans la Nefzaoua. Seuls sont représentés les brise-vent visibles sur l'image SPOT du 14:07:92 (traitement CNT). *(Voir planches couleurs.)*

Références

1. Santodirocco F. (1986). Le oasi continentale del sud tunisino : problematicche e avvenire. *Rivesta di Agricoltora Subtropicale e Tropicale* ; 80(2) : 143-164.
2. Lasram M. (1990). Les systèmes agricoles oasiens dans le Sud de la Tunisie. In : *Les systèmes agricoles oasiens, Options méditerranéennes*. CIHEAM/CCE DG VIII, Montpellier : 21-29.
3. Gaillard (Cap.) (1957). Quelques aspects du problème de l'eau dans les oasis. *Les Cahiers de Tunisie* ; 17-18 : 6-21.
4. Baduel P.R. (1980). *Société et émigration temporaire au Nefzaoua*. Editions du CNRS, Paris (121 p).
5. Fondation de l'eau (1987). *Guide de l'eau* (130 p).
6. DGAT (1985). Schéma général d'aménagement du territoire. Vol. 6, Sud-Ouest. Rapport final. Ministère de l'équipement et de l'habitat, Direction Générale de l'Aménagement du Territoire. Tunis (141 p).
7. Job J.O. (1992). Les sols salés de l'oasis d'El Guettar. Thèse de doctorat, Université Montpellier 2 (150 p).
8. Kacem M. (1990). Contribution à l'étude de la réutilisation des eaux de drainage dans le gouvernorat de Kebili. Cas du périmètre de SMIDA. Mémoire de cycle de spécialisation, INAT, Tunis (127 p).
9. Bou Ali S. (1990). Démographie, migrations, emploi dans les systèmes oasiens, étude de cas dans le Jerid et le Nefzaoua. In : *Les systèmes agricoles oasiens, Options méditerranéennes*. CIHEAM/CCE DG VIII, Montpellier : 277-289.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 337-353.

20

Réhabilitation des terres pastorales au Sahel occidental africain (zone lacustre du Mali)

A. RIVAS, PH. HELLEMANS, R. COMPERE, A. BULGEN
Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique

La Zone Lacustre est située au centre du Mali, plus précisément dans la partie septentrionale du delta intérieur du fleuve Niger. Elle est comprise entre 15°30' et 17° de latitude Nord et 3° à 5° de longitude Ouest (Figure 1).

A l'exception de la partie Nord du cercle de Goundam située en bordure de la zone saharienne, la zone lacustre appartient au domaine sahélien, caractérisé par un climat de type semi-aride [1-4] avec une pluviosité annuelle comprise entre 200 et 400 mm, répartie sur 2 à 3 mois.

Le substrat géologique comprend trois formations principales : les roches métamorphiques précambriennes au centre, les formations du Continental terminal au Nord-Ouest et des dépôts quaternaires dans le delta intérieur du fleuve.

Les sols sont très variés : les dunes de sable fin d'origine éolienne dominent l'ensemble du paysage ; les limons sablonneux composent les terrasses subhorizontales ; les sols minéraux bruts coiffent les reliefs rocheux ; les dépôts argileux et limoneux couvrent les terres inondables (bras du fleuve, lacs et mares).

Les terrains exondés sont couverts par des steppes arborées, arbustives ou herbeuses. L'élément ligneux est dominé par des espèces épineuses. La biomasse ligneuse et herbacée se révèle très réduite. Les terrains périodiquement inondés sont occupés par la prairie

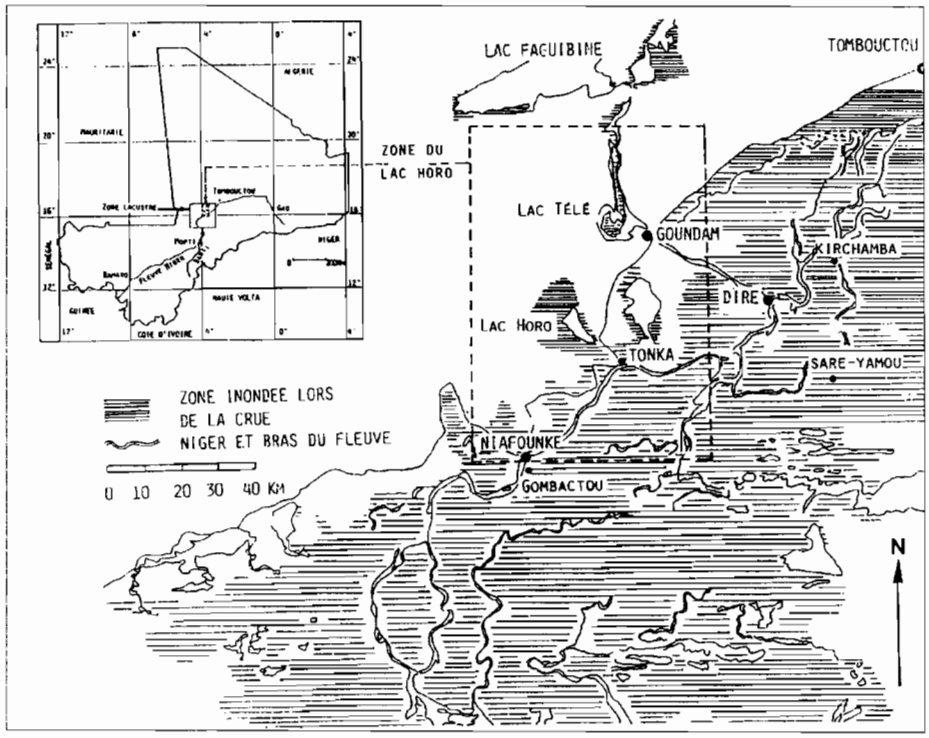


Figure 1. Délimitation de la région étudiée à l'intérieur de la zone lacustre du Mali. ---------- : région dite du Lac Horo.

semi-aquatique, principalement par la bourgoutière à *Echinochloa stagnina* (Retz.) P. BEAUV. dont la productivité fourragère peut être exceptionnellement élevée sur les superficies intactes. Ces formations végétales naturelles ont toutefois subi d'intenses dégradations sous l'action combinée de la sécheresse et de l'exploitation abusive de cette ressource par les agriculteurs et les éleveurs. Elles ont disparu en de nombreux endroits laissant une nappe d'eau dépourvue de végétation. La mise au point de techniques simples de régénération [5, 6] permet actuellement une reconstitution rapide et peu coûteuse de la bourgoutière.

La population de la zone lacustre, composée d'éleveurs et d'agriculteurs, a été estimée à 320 000 habitants (recensement de 1977). L'exode rural s'est accentué au cours de ces dernières années en raison des conditions de vie de plus en plus difficiles créées par la diminution de la pluviosité et la dégradation des ressources fourragères.

Les populations d'éleveurs qui pratiquent traditionnellement la transhumance et le nomadisme, se fixent actuellement aux alentours de tous les points d'eau permanents, qui subissent alors une désertification intense. Le cheptel composé de bovins et de petits ruminants est estimé à plus de 450 000 UBT (Unité de Bovin Tropical d'un poids vif de 250 kg) [9]. Il est soumis à un système d'élevage très extensif constitué de déplacements saisonniers selon la direction nord-sud, motivés par la recherche du pâturage et de points d'abreuvement.

La fixation croissante des populations au niveau des endroits périodiquement inondés fait que les activités agricoles s'y développent de plus en plus. Les cultures céréalières traditionnelles prédominent (riz, sorgho et mil), mais la patate douce, le maïs et les légumes ont tendance à se développer dans les zones irriguées.

Au cours de ces deux dernières décennies, la diminution de la pluviosité et la surexploitation des ressources naturelles par les pasteurs et les agriculteurs ont engendré une dégradation excessive de la flore et des sols. L'observation de ce phénomène montre que si l'on veut l'entraver, des mesures de protection adéquates doivent être prises d'urgence.

Les travaux de recherche exposés ci-après visent à assurer une réhabilitation des terres pastorales grâce à la mise au point de systèmes de régénération et surtout d'exploitation rationnelle des parcours. Ils portent à la fois sur la prairie semi-aquatique (surfaces à haut potentiel fourrager inondées périodiquement) et sur les parcours exondés (dans les formations steppiques).

Protocole

L'étude a été limitée à l'espace de la région du lac Horo qui couvre approximativement 3 600 km^2 (Figure 2). Celle-ci présente l'avantage de contenir les trois grandes unités morphopédologiques caractéristiques de la zone lacustre, à savoir : les apports d'origine fluviatile provenant du fleuve Niger, les formations détritiques issues de la dégradation des roches sous-jacentes, les apports d'origine éolienne représentés par les formations dunaires.

Les supports d'information géographiques utilisés sont les photographies aériennes au 1/50 000, une image LANDSAT 5MSS prise le 2 octobre 1987. Cette image a préalablement subi un traitement spécial destiné à améliorer les contrastes et une correction des distorsions par la méthode des points de contrôle au sol. La carte IGN Tombouctou Ouest (NE-30-III) a servi de fond topographique de référence avec identification précise de 13 points de contrôle au sol. L'échelle des documents de travail est de 1/100 000.

L'examen des photographies aériennes au stéréoscope a permis l'identification et la délimitation précise des unités morphopédologiques ainsi que le choix des sites les plus caractéristiques destinés aux études de terrain. Celles-ci ont été réalisées au cours de deux missions effectuées pendant la période d'avril à novembre 1989. A l'endroit de chaque site, les renseignements ci-après ont été recueillis de manière systématique (position géographique, forme et modelé du terrain, texture et charge caillouteuse du sol, morphodynamique, liste des espèces ligneuses et herbacées présentes, taux de recouvrement du sol par ces espèces et biomasses des végétaux herbacés). Des échantillons de sols et de fourrages ont été prélevés pour les analyses de laboratoire.

Les travaux de digitalisation de la carte morphopédologique, d'impression et d'intégration des données numériques ont été réalisés à l'aide du logiciel ILWIS . Le traitement des informations disponibles a permis la création d'une première base de données géographiques, plus spécialement l'élaboration d'une carte thématique fournissant les indices de végétation pour l'image satellite du 2 octobre 1987. Pour ce faire, nous avons utilisé l'indice de végétation NDVI (*Normalized Digitized Vegetation Index*) qui offre une corrélation satisfaisante avec l'indice foliaire. Cet indice de végétation varie de 0 à 254 et

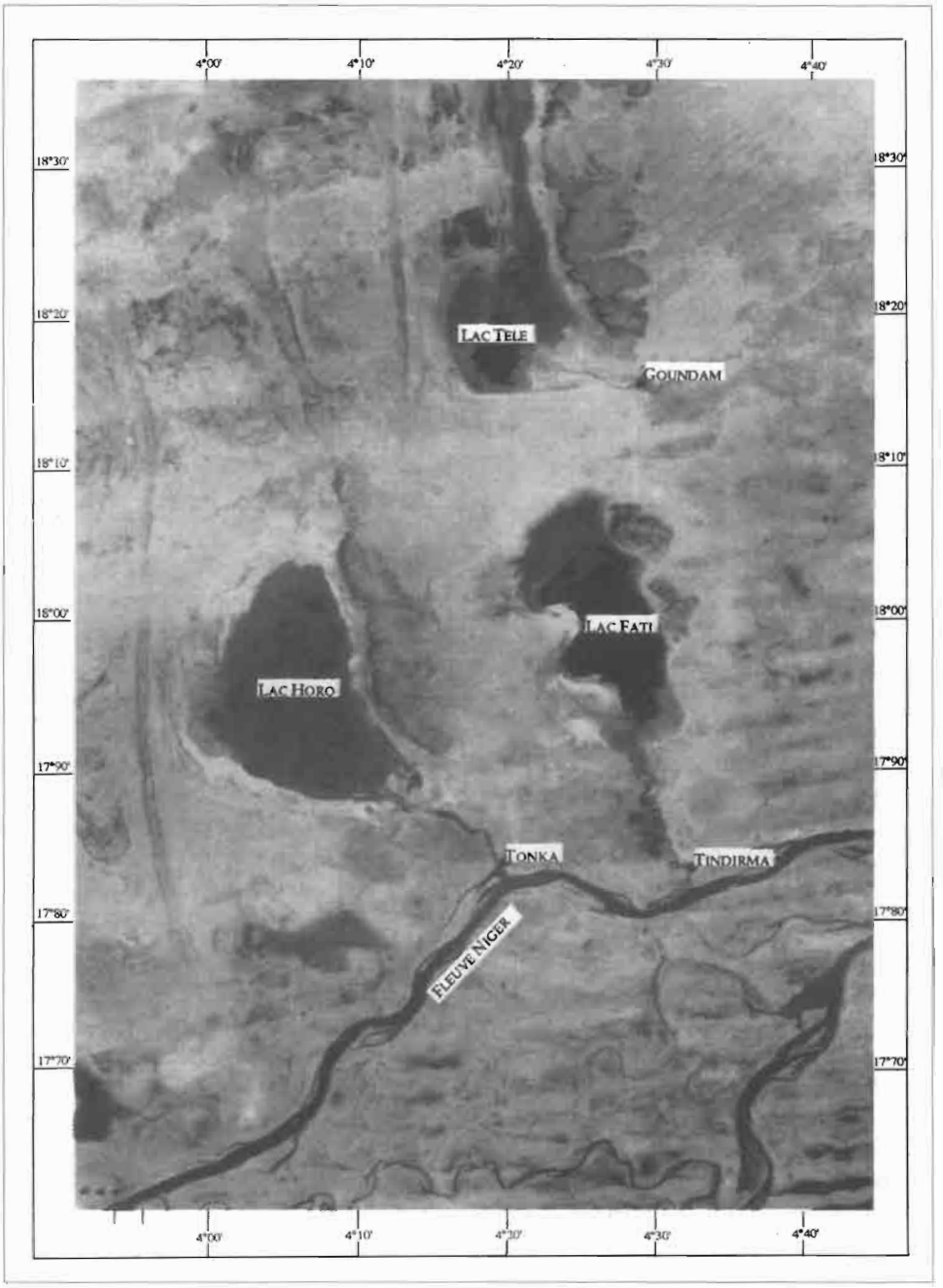


Figure 2. Partie de l'image satellite Landsat MSS couvrant la région du Lac Horo. Superficie approximative de 3 600 km^2. *(Voir planches couleurs.)*

corrélation satisfaisante avec l'indice foliaire. Cet indice de végétation varie de 0 à 254 et correspond à la formule :

$$NDVI = \left(\frac{MSS4 - MSS2}{MSS4 + MSS2} + 1 \right) 127$$

où : MSS 4 = valeurs numériques de radiance dans le canal 4
MSS 2 = valeurs numériques de radiance dans le canal 2

Eu égard à la présence de sols nus et de végétations denses, les corrections radiométriques indispensables pour permettre une analyse multi-temporelle ont été réalisées selon la méthode simplifiée proposée par Bronsveld (ITC, 1990 communication personnelle). Les valeurs radiométriques des canaux MSS 2 et MSS 4 ont été corrigées par un changement d'axes dont l'origine correspond à l'intersection des droites de distribution des radiances des endroits à sols nus et à sols couverts par la végétation.

Résultats

Carte des unités morphopédologiques et des types de végétation

La carte des unités morphopédologiques et des types de végétation est présentée sur la Figure 3.

D'un point de vue géomorphologique, la carte met en évidence quatre systèmes distincts : détritique (D), éolien (S), lacustre (L) et fluviatile (F). Les limites géographiques entre ces vastes unités ont été fixées avec une précision maximale. La morphodynamique de ces différents systèmes, très active en région tropicale semi-aride, est caracterisée à la fois par :

- des actions mécaniques sur les roches en place assez friables,
- des actions érosives intenses par les eaux de ruissellement dues aux tornades violentes et à la faible infiltration sur les sols superficiels,
- l'effet des vents intenses à l'origine de transports éoliens très importants.

Le système éolien occupe 37,58 % du perimètre étudié. Il est occupé par diverses formations dunaires présentant des sols sableux, profonds, excessivement drainés, présentant un profil peu évolué avec des horizons peu différenciés.

Le système détritique couvre 24,51 % de la superficie. Les sols minéraux bruts sont prédominants avec une charge caillouteuse et graveleuse importante. L'érosion de surface y est très active.

Les systèmes fluviatile et lacustre occupent respectivement 24,11 % et 13,77 % de la superficie. Les unités qui les composent sont complexes et très variées (Figure 3). Elles présentent un certain degré d'hydromorphie. Les grands types de sols rencontrés sont les suivants :

- sols à texture modérément fine : limoneuse en surface et argileuse en profondeur, riches en matière organique, situés en bordure du fleuve Niger ;

Figure 3. Carte des unités morphopédologiques et des types de végétation de la région du Lac Horo. *(Voir planches couleurs.)*

SYSTEME EOLIEN

S1 : Placage éolien épais des versants raides.

S2 : Larges dunes longitudinales émoussées de direction E-W de forte épaisseur.

S3 : Succession de dunes et d'interdunes convexes d'orientation générale N-S, paysage de petites collines (aspect réticulé sur les photos).

S4 : Dunes longitudinales parallèles d'orientation NE-SW, succession de dunes et d'interdunes.

S5 : Champs de dunes peu élevées sur matériel détritique à relief peu prononcé formant des collines basses en alternance avec des glacis gravillonnaires.

S6 : Plaines de sables éoliens formant un manteau sableux épais sur matériel détritique affleurant par endroit.

S7 : Dunes vives à arête saillante.

SYSTEME LACUSTRE

L1 : Fond des grands lacs.

L2 : Dépressions et plaines lacustres temporairement inondées.

L3 : Terrasses exondées en bordure des lacs.

L4 : Plaines ou dunes aplanies en bordure des lacs.

L5 : Dépressions reliées au lac par des axes d'écoulement, cuvettes de décantation, mares temporaires.

SYSTEME FLUVIATILE

F1 : Lit du fleuve Niger.

F2 : Terrasses et plaines alluviales partiellement inondées par les eaux du Niger en crue.

F3 : Zones basses alimentées par les eaux de ruissellement et la crue du Niger : cuvettes, mares, bras secondaires.

F4 : Dunes longitudinales du delta intérieur, d'orientation E-W.

SYSTEME DETRITIQUE

D1 : Versants, sommets et arêtes rocheux et leur démantèlement en éboulis.

D2 : Complexe comprenant des affleurements rocheux peu élevés, leurs versants d'altération et d'épandage et des placages éoliens peu épais.

D3 : Collines basses et glacis d'épandage gravillonnaire, dépôts éoliens peu épais.

D4 : Dépressions et bas-fonds, zones de divagation des axes d'écoulement et des eaux de ruissellement.

Légende de la carte des unités morphopédologiques et de types de végétation ; zone lacustre (Mali).
(Voir planches couleurs.)

- dépôts fluviatiles argileux recouverts par endroits d'apports éoliens d'épaisseur variable, composés de sables et de limons ;
- sols à diatomées du système lacustre, à propriété capillaire remarquable, permettant une forte remontée de la nappe phréatique.

En terrains érodés, les steppes arbustives et herbeuses sont les types physionomiques dominants de la région. La strate ligneuse comprend surtout des espèces épineuses, tandis que le couvert herbacé est composé d'espèces annuelles dont la hauteur ne dépasse pas 80 cm.

Au total, 56 espèces végétales sont particulièrement bien représentées et se répartissent au sein des groupes ci-après :

arbres et arbustes :	28,6 %
graminées :	42,8 %
dicotylédones herbacées :	28,6 %

Les types biologiques sont représentés dans les proportions suivantes :

Phanérophytes :	30,3 %
Chaméphytes :	3,6 %
Hémicrytophytes :	7,1 %
Géophytes :	10,7 %
Thérophytes :	48,3 %

Les massifs rocheux, les glacis gravillonnaires et les dépressions du système détritique possèdent un recouvrement herbacé très réduit à nul et sont soumis, dès lors, à un ruissellement intense.

Les steppes couvrant les reliefs dunaires et les placages sableux suffisamment épais sont colonisées par une végétation herbacée plus abondante, largement dominée par *Cenchrus biflorus* Roxb. Toutefois, le pâturage aérien composé par des arbres fourragers est peu abondant et limite l'occupation par les troupeaux au cours de la saison sèche, les pailles seules n'assurant pas une ration équilibrée en l'absence de feuilles et de gousses.

En période de soudure (fin de saison sèche), les ressources fourragères se rencontrent au niveau de la prairie semi-aquatique occupant les systèmes fluviatile et lacustre. En relation avec la durée de l'inondation et la hauteur des eaux, on rencontre [6] :

- sur les alluvions limoneuses et sableuses à inondation faible et de courte durée, une frange végétale dominée par *Vetiveria nigritana* Stapf., graminée peu appétée ;
- sur les terrasses sableuses inondées pendant un mois ou plus, une pelouse à *Cynodon dactylon* (Linn.) pers., très fréquentée lors du retrait des eaux ;
- sur les plaines limoneuses couvertes de plages étendues de sols nus, un tapis très discontinu dominé par *Panicum laetum* Kunth et *Echinochloa colona* (L.) ;
- dans les dépressions limono-argileuses à inondation prolongée sous une hauteur d'eau supérieure à 1 mètre, la bourgoutière à *Echinochloa stagnina* (Retz.) P. Beauv. et *Vossia cuspidata* (ROXB.) Griff., très productive, mais souvent détruite par les activités agricoles et le surpâturage.

La distribution spatiale des ressources fourragères naturelles utilisables par le bétail est donc très irrégulière ; elle varie selon les unités morphopédologiques et, à l'intérieur de celles-ci, subit une influence de micro-reliefs et de phénomènes de dégradation plus ou moins prononcés d'origine climatique et anthropique (désertisation).

L'examen des indices de végétation (*Normalized Digitized Vegetation Index*), réalisé à partir de l'image Landsat en fin de saison de pluies, confirme la mauvaise répartition géographique des ressources fourragères. Les mesures effectuées au niveau des divers sites choisis ont permis d'établir une relation entre les indices de végétation calculés à partir des valeurs de radiances et les biomasses herbacées appétées évaluées sur le site (Tableau I). Celles-ci sont exprimées en kg de MS/ha/an ou en journées de pâturage pour l'UBT (Unité de Bovin Tropical d'un poids vif de 250 kg).

Tableau I. Relation entre les indices de végétation et les biomasses végétales exprimées en kg de MS/ha et en nombre de journées de pâturage possibles pour l'UBT par an.

Indices de végétation	Biomasses appétées en kg de MS/ha	Nombre de journées pâturage pour l'UBT
125 à 144	0 à 700	0 à 40
145 à 184	700 à 1000	40 à 56
185 à 204	1000 à 3000	56 à 240
205 à 254	3000 à 10000	240 à 800

Les indices de végétation inférieurs à 125 correspondent aux nappes d'eau sans végétation. Ceux compris entre 125 et 144 indiquent des massifs rocheux, des sols superficiels et des parcours totalement dégradés.

Les reliefs sableux, les terrasses et les plaines alluviales devraient correspondre aux indices compris entre 145 et 184. Toutefois, lors de la superposition des deux cartes (unités morphopédologiques et indices de végétation), on note une nette dégradation de ces formations exploitées d'une manière abusive et peu rationnelle par les troupeaux transhumants. Cette dégradation est particulièrement intense au niveau des terrasses et des plaines alluviales partiellement inondées.

Les indices compris entre 185 et 204 correspondent plus ou moins aux formations périodiquement inondées avec une hauteur d'eau inférieure à 1m. Les indices très élevés se situent au lac Horo, doté d'un système d'irrigation, et dans des superficies occupées par des bourgoutières intactes aux lacs Fati et Télé.

La zone centrale du lac Horo réservée à l'exploitation pastorale présente une mosaïque d'indices de végétation allant de 185 à 254. Cette zone fait l'objet de l'étude ci-après qui illustre bien la dégradation de la bourgoutière soumise à une pression animale excessive lors du retrait des eaux.

Évaluation des ressources fourragères de la zone centrale du lac Horo réservée au pâturage

Le lac Horo

Le lac Horo est situé au nord du delta intérieur du fleuve Niger dans la sixième région administrative du Mali (Tombouctou).

Vaste dépression située en contrebas du lit majeur du fleuve, le lac se remplit lors des crues annuelles par le biais d'un chenal d'alimentation naturel et se vide ensuite progressivement par infiltration et évaporation. Il couvre une superficie d'environ 15 000 ha. Les pourtours du lac sont largement marqués par des affleurements de grès. Les sols hydromorphes du fond du lac possèdent une texture limono-argileuse à argileuse en profondeur, riche en matière organique. Eu égard à la présence de diatomées, la macroporosité de ces sols est élevée et facilite l'alimentation en eau des plantes par capillarité.

La pluviosité de la zone est de l'ordre de 150 à 300 mm répartis sur quatre mois (juin à septembre). La courbe de température fait apparaître un maximum de 48 °C en avril-mai (saison sèche chaude) et un minimum de 12 °C en décembre-janvier (saison sèche froide). L'évaporation intense engendre un microclimat particulièrement humide favorisant le développement d'une végétation semi-aquatique luxuriante.

Par rapport aux autres lacs, la particularité du lac Horo réside dans sa forme en cuvette qui lui confère des aptitudes particulières, notamment la possibilité de contrôler l'irrigation. C'est ainsi que des aménagements hydro-agro-pastoraux par gravité autorisent des activités agricoles en toutes saisons. Dix mille hectares de terre ceinturant le lac sous la forme d'une bande de 2 km de large sont consacrés à l'agriculture. La partie externe (800 m de large) est exploitée sous la forme de cultures irriguées. Tandis que les 1200 m restants sont destinés aux cultures de décrue.

Le lac Horo est par ailleurs une zone à forte concentration humaine. Sur les 30 000 habitants de l'arrondissement de Tonka (Cercle de Goundam), 3 250 familles vivent et exploitent les terres irriguées du lac. Ces familles sont regroupées en 6 secteurs de production agricole encadrés par le Projet de Développement Rural Intégré du lac Horo.

Le fond du lac, d'une superficie approximative de 5 000 ha constitue la zone de pâturage (Figure 4) où des dizaines de milliers de bovins et ovins séjournent chaque année tout au long de la période d'exondation. La végétation se compose d'une flore paludéenne colonisée par des hygrophytes ou des plantes semi-aquatiques.

L'accès à la zone de pâturage du lac est assuré par treize couloirs appelés passages d'animaux. Ces couloirs sont matérialisés depuis la digue principale ceinturant le lac jusqu'à la ligne située à 2 000 m du bord représentant la limite de la zone de cultures de décrue (Figure 4).

Etant donné l'immense potentiel fourrager existant au centre du lac et la possibilité d'une gestion rationnelle des ressources fourragères, une analyse plus approfondie de la situation actuelle a été réalisée.

L'inventaire des espèces végétales à été effectué durant la période d'exondation du lac. Le Tableau II fournit l'inventaire des principales espèces végétales présentes, avec pour chaque espèce trois indications : le nom et code de l'espèce, le type biologique selon Raunkiaer et le type morphologique selon Jacques Félix [7] (Tableau II).

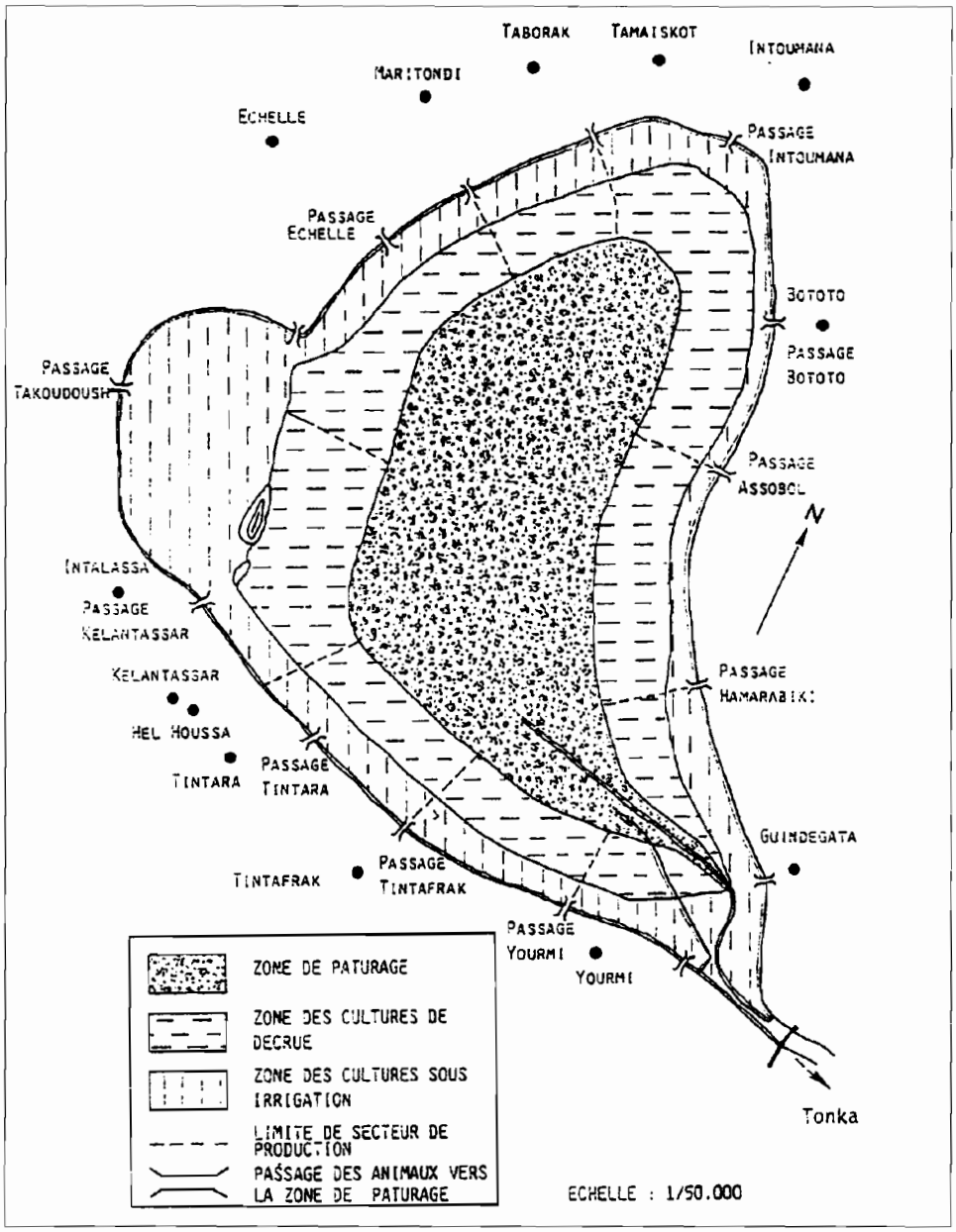


Figure 4. Carte de situation de la zone de pâturage à l'intérieur du Lac Horo (zone lacustre ; Mali).

Une étude spéciale de la structure de la végétation a également permis de caractériser le paysage offert par les hélophytes semi-aquatiques du lac. Les espèces sont classées en fonction des types biologiques et des types morphologiques (arbustes exclus).

Tableau II. Inventaire des principales espèces présentes à l'intérieur de la zone de pâturage du lac Horo au moment de l'inondation (septembre 1990).

Dénomination scientifique et auteurs	Famille	Code	Types biologiques	Types morphologiques
Alternanthera Sessilis (L) DC	*Amaranthaceae*	as	T	Uc
Amaranthus viridis L.	*Amaranthaceae*	av	T	Uc
Amaranthus spinosus L.	*Amaranthaceae*	asp	T	Uc
Bidens pilosa L.	*Asteraceae*	bp	T	Uc
Brachiara mutica (FORSKAL) STAFT.	*Poaceae*	brp	H(C)	Uc
Cassia mimosoides L.	*Caesalpinaceae*	cm	T	Uc
Cassia obtusifolia L.	*Caesalpinaceae*	cm	T	Uc
Corchorus tridens L.	*Tiliaceae*	ct	T	Uc
Crotalaria retusa L.	*Fabaceae*	cr	T	Uc
Cynodon dactylon (L.) PERS.	*Poaceae*	cd	C	ga
Cyperus difformis L.	*Cyperaceae*	cyd	T	Cc
Cyperus esculentus L.	*Cyperaceae*	cye	H	Uc
Cyperus rotondus	*Cyperaceae*	cyr	H	Uc
Dactyloctenium aegyptium (L.) P. BEAUV.	*Poaceae*	da	T	Cc
Digitaria horizontalis WILLD.	*Poaceae*	dh	T	Cb
Echinchlora colona (L) LINK.	*Poaceae*	ec	T	Cc
Echinchlora pyramidalis (LAM) HITCH. et CHASE.	*Poaceae*	ep	H(C)	Cc
Echinchlora stagnina (RETZ.) P. BEAUV.	*Poaceae*	es	H(C)	Cc
Eclipta alva (L.) HASSK	*Compositae*	ea	T	Uc
Eragristis tremula HOCHST. ex STEUD.	*Poaceae*	ct	T	Cb
Leersia hexandra SW.	*Poaceae*	lh	C	Cb
Ludxigia octovalvis (JACQ.) RAVEN.	*OnagraceaePo*	lo	T	Ga
Mimosa pigra L.	*aMimosaceae*	mp	Ph	A
Mitracarpus villosus (Sw.) DC.	*Rubiaceae*	mv	T	Uc
Oryza barthii CHEV.	*Poaceae*	ob	C	Cc
Polygonum glabrum WILLD.	*Polygonaceae*	pg	C	Uc
Paspalum lividum TRINIUS.	*Poaceae*	pl	H(C)	Cc
Pragmites communis TRIN.	*Poaceae*	pc	C	Uc
Sesbania pachycarpa DC.	*Fabaceae*	sp	T	Uc
Typha australis SCHUM. et THONN.	*Typhaceae*	ta	C	Cb
Vossia cuspidata (ROXB.) GRIFF.	*Poaceae*	vc	H(C)	Cc

L'analyse structurale du couvert végétal (Tableau III) fournit une image assez exacte du paysage du lac. Le taux de recouvrement au sol de l'ordre de 92 %, est assuré par ordre d'importance décroissant par des thérophytes uniculmaires, des hémicryptophytes (cryptophytes) cespiteux à feuilles caulinaires et des cryptophytes cespiteux à feuilles basilaires. La strate la plus étendue se situe entre 0,80 et 1,40 m de hauteur, la strate élevée atteint 2,50 m. Le biovolume absolu du peuplement paludéen est de l'ordre de 9 808 m^3 par hectare et est caractéristique d'un paysage de parcours en zone tropicale humide.

Tableau III. Structure de la végétation de la zone de pâturage du Lac Horo. Calcul des biovolumes des divers types bioclimatiques.

TBM	Taux de recouvr. (%)	Hauteur moyenne (m)	Biovolume absolu en m^3/ha	Biovolume relatif (%)
H © Cc	25,90	1,06	2 745,40	27,79
h uc	0,60	0,90	54,00	0,55
C Cb	24,80	1,40	3 472,00	35,40
C Cc	1,10	0,40	44,00	0,45
C Uc	2,20	2,50	550,00	5,61
C Ga	0,40	0,25	10,00	0,10
T Uc	30,40	0,82	2 492,80	25,42
T Cb	3,60	0,80	288,00	2,94
T Cc	1,40	0,77	107,80	1,10
T ga	1,80	0,30	54,00	0,55
Total	92,20		9 808,00	100,00

L'étude de la végétation met en évidence deux types physionomiques distincts, à savoir, la prairie semi-aquatique à *Vossia cuspidata* et la roselière à *Typha australis*. La prairie aquatique occupe approximativement 20 % de la superficie et compte deux faciès : l'un dominé par des espèces herbacées vivaces et l'autre par des espèces herbacées annuelles, notamment *Ludwigia octovalvis*. La roselière est la plus étendue, car elle couvre approximativement 80 % de la superficie et possède un faciès caractérisé par un thérophyte uniculmaire.

L'estimation des biomasses herbacées vivantes (BHV) a été réalisée en septembre 1989 et 1990, lors du retrait des eaux. Les mesures ont été effectuées à l'intérieur d'échantillons (carrés de 1 m de côté) distribués au hasard dans les diverses formations végétales. Les résultats sont synthétisés sur le Tableau IV.

Types biomorphologiques :

TUc : thérophyte uniculmaire
Tcb : thérophyte cespiteux basiphile
Tcc : thérophyte cespiteux cauliphile
TGa : thérophyte gazonnant
CUc :cryptophyte uniculmaire
CUc : cryptophyte cespiteux cauliphile
Ccb : cryptophyte cespiteux basiphile
HUc : hémicryptophyte uniculmaire
H(C)Cc : hémicryptophyte (cryptophyte) cespiteux cauliphile

Tableau IV. Biomasses herbacées appétées ou non au niveau des différents faciès de la prairie aquatique et de la roselière du lac Horo (données exprimées en kg de MS par ha).

Formation végétales	Espèces appétées	Espèces non appétées	Total
Prairie semi-aquatique			
- Espèces vivaces dominantes			
Faciès à *Vossia cuspidata*	8 200	1 100	9 300
Faciès à *Leersia hexandra*	6 400	1 800	8 200
- Espèces annuelles dominantes			
Faciès à *Ludwigia octovalvis*	1 500	3 100	4 600
MOYENNES	5 367	2 000	7 367
Roselière			
- Espèces vivaces dominantes			
Faciès à *Typha australis*	2 500	18 700	21 200
- Espèces annuelles dominantes			
Faciès à *Sesbania pachycarpa*	6 500	12 100	18 600
MOYENNES	4 500	15 400	19 900

La biomasse herbacée vivante (BHV) procurée par la roselière est la plus élevée (20 tonnes de MS/ha). Toutefois, les espèces non appétées y sont dominantes [10, 11].

Les espèces fourragères utilisées par les bovins fournissent seulement 4,5 tonnes de MS/ha et sont représentées par *Echinochloa pyramidalis, Brachiaria mutica* et les feuilles de *Sesbania pachycarpa*. Par ailleurs, elle est d'accès difficile à cause de la dispersion de *Typha australis* qui est un obstacle au déplacement des troupeaux.

La prairie semi-aquatique offre une BHV appétée de 7,3 tonnes de MS /ha bien distribuée et constituée essentiellement par des repousses appétées. La valeur alimentaire moyenne des graminées est de 0,52 UF et 83 g de MAD/kg de MS.

En ce qui concerne la capacité d'accueil théorique estimée pour l'ensemble de ces formations végétales, les calculs indiquent une charge moyenne au cours de la saison des pâturages (120 jours) de 4,4 UBT/ha.

Conservation de la production fourragère

Les essais ont porté sur des repousses de bourgou produites en saison des pluies. Le fanage a été expérimenté en milieu villageois selon deux méthodes : traditionnelle (mise en bottes du fourrage directement après la fauche) et améliorée (fanage sur le champ pendant 3 jours avant la mise en bottes). Le stockage des bottes a été effectué sur des claies superposées et soumises à une ventilation naturelle. Les deux méthodes fournissent des résultats assez similaires. Au point de vue de la qualité du fourrage, les pertes en nutri-

ments sont réduites, et les valeurs énergétiques du fourrage ne sont pas altérées par le fanage (0,73 UF et 67 g de MAD/kg de MS).

Concernant l'ensilage, les travaux ont à la fois porté sur des essais en vraie grandeur en milieu villageois (conservation dans un silo fosse) et sur des protocoles expérimentaux en micro-silos pour évaluer les effets d'additifs sur la qualité du produit. Après 7 mois de conservation en milieu villageois, le produit était parfaitement conservé (forte proportion d'acide lactique soit 86 % des acides gras volatiles). Les pertes en nutriments au cours du processus de conservation se sont révélées par ailleurs très faibles. Les résultats des essais en micro-silos indiquent aussi une bonne conservation de la valeur alimentaire. En ce qui concerne le développement des fermentations, l'addition de sel permet d'assurer de meilleurs résultats. L'addition de son de mil ne s'est pas avérée nécessaire pour améliorer les caractéristiques fermentaires ; celui-ci peut toutefois être avantageusement incorporé en vue d'augmenter la valeur azotée de la ration.

Estimation de la digestibilité de la matière organique

Trois lots de moutons ont été maintenus dans des cages à métabolisme pour apprécier les quantités de fourrage ingérées (foin et ensilage de bourgou) et pour déterminer la digestibilité des principaux nutriments par la méthode utilisant l'oxyde de chrome comme marqueur indigestible externe. Les niveaux d'ingestion des moutons recevant l'ensilage et le foin ayant subi un préfanage de 3 jours avant mise en botte sont les plus élevés, soit respectivement : 68 et 65 g de MS/jour/kg de P0,75. Les vieilles tiges submergées, récoltées par les villageois dans la bourgoutière lors du retrait des eaux et séchées sous la forme de foin traditionnel présentent un taux d'ingestion réduit (45 g de MS/jour/kg de P0,75) et une faible valeur nutritive qui ne couvre que la moitié des besoins alimentaires des moutons.

Les coefficients de digestibilité de la MS des fourrages sont les plus élevés pour les foins de bourgou amélioré et traditionnel (60,05 % et 60,13 % respectivement) et les plus faibles pour l'ensilage (53,42%).

En ce qui concerne le foin traditionnel, la grande digestibilité de la MS est partiellement liée à sa faible teneur en cendres totales, soit 66 g par kg de MS contre 141 et 143 g par kg de MS pour le foin amélioré et l'ensilage. Par ailleurs, cette différence en faveur du foin traditionnel pourrait être due à une lignification plus faible des tiges submergées, à une digestibilité plus élevée des hémicelluloses et à un transit intestinal ralenti facilitant l'action des bactéries cellulolytiques. Des études plus poussées comportant des analyses plus fines au niveau membranaire sont nécessaires pour une meilleure compréhension du phénomène observé.

Recommandations et conclusions

Selon d'aucuns, la sédentarisation des éleveurs autour des zones périodiquement inondées demeure la seule solution actuelle pour s'adapter à la sécheresse. Leur intégration dans un système d'exploitation associant intimement les activités d'agriculture et d'élevage se révèle dès lors indispensable.

Toutefois, afin de respecter un équilibre écologique au niveau de ces seuls pôles d'activité, il convient de limiter les effectifs en cheptel et de les adapter aux ressources fourragères tout en augmentant la productivité de l'élevage par les interventions suivantes :

- la régénération progressive de la prairie semi-aquatique à *Vossia cuspidata* et *Leersia hexandra* et de la bourgoutière à *Echinochloa stagnina* par la technique préconisée par François *et al.* [8] ;
- l'implantation de nouvelles bourgoutières, notamment en remplacement de la roselière qui peut être détruite en début de crue par une fauche ;
- la conservation des fourrages par le fanage et l'ensilage afin de constituer des réserves pour la durée de la période d'inondation ;
- l'utilisation optimale de la synergie agriculture-élevage par la production de fumier, la traction bovine et l'utilisation par le cheptel des sous-produits agricoles.

Notre étude montre que ces mesures en faveur de la réhabilitation du milieu sont réalisables. Les objectifs qui sont fixés peuvent à terme constituer une véritable révolution agricole que les conditions de survie actuelles peuvent accélérer. En effet, la première étape comportant la régénération des bourgoutières par les populations elles-mêmes est en phase de réussite. Pour l'instant, il y a lieu d'encourager la mise en place de fermettes modernisées et la création de groupements de producteurs ayant une emprise territoriale bien définie. Par la suite, selon les résultats du suivi, il faudra nécessairement stabiliser les systèmes de production dans un respect permanent de l'environnement.

L'exemple pris en zone lacustre du Mali montre que l'utilisation de moyens modernes d'investigation : photographies aériennes, imagerie satellitaire, système d'information géographique, permet de mieux valoriser les observations et les mesures réalisées sur le terrain. Par ailleurs, elle assure une évaluation objective des ressources naturelles, de leur situation et de leur état de dégradation. Lors d'un suivi continu, elle permettra également d'apprécier l'efficacité des mesures qui seront prises et de changer à temps d'orientation lorsque les remèdes proposés se révèlent insuffisants ou inopportuns.

Références

1. Aubreville A. (1949). *Climats, forêts et désertification de l'Afrique Tropicale*. Soc Ed Geogr Marit Colon, Paris (351p).
2. PIRT. (1985). *Les ressources terrestres au Mali*. Vol. III, Annexes TAMS Ingénieurs, Architectes et Planificateurs. TAMS Building, New York, USA.
3. Laine F. (1987). Un programme "Vétérinaires sans frontières" : la régénération de "Bourgoutières" dans le cercle de Tombouctou. Thèse de Doct. Vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire, Lyon, France (127p).
4. Demaree G.R., Nicolis C. (1990). Onset of Sahelian drought viewed as a fluctuation induced transition. *GIR Meteorol Soc* ; 116 : 221-238.
5. Francois J., Rivas A., Michel P., Lecocq G. (1987). Influence du mode de conservation des diaspores de bourgou (*Echinochloa stagnina* P.BEAUV) sur le taux de germination. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 22 : 57-65.
6. Francois J., Rivas A., Compère R. (1989.) Le pâturage semi-aquatique à *Echinochloa stagnina* (Retz.) P.BEAUV. Etude approfondie de la plante "bourgou" et de bourgoutières situées en zone lacustre du Mali. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 24(2) : 145-189.

7. Raunkiaer C. (1905). Types biologiques pour la géographie botanique. *Bull Acad R Sc* et *Lettres Danemark*, Copenhague : 347-437.
8. Francois J., Rivas A., Hellemans PH., Compère R. (1991). Régénération de bourgoutières en zone lacustre du Mali par semis en décrue, technique basée sur des études agrométéorologiques et écophysiologiques. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 26(1) : 169-181.
9. WIP (1980). *Développement intégré de l'élevage et de l'agriculture en zone lacustre du Mali-Etude de factibilité*. Vol. 1 et 2. WIP-Muenchen, DBR.
10. WIP (1985-1986-1987). Recherche approfondie des systèmes de régénération des pâturages sahéliens. Contrat de recherche CEE No TSD-A-167-D(B). Quatre rapports semestriels et rapport final WIP, Muenchen DBR.
11. WIP (1988-1989-1990-1991). Mise au point des systèmes de régénération et de protection des pâturages sahéliens. Contrat de recherche CEE No TS-2-0025-D(AM). Quatre rapports semestriels et rapport final. WIP, Muenchen.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 355-366.

21

Etude de la désertification le long d'un transect Nord-Sud en Algérie, possibilité de restauration

H. ACHOUR-KADI-HANIFI, M. DAHMANI-MEGREROUCHE

Unité de Recherche sur les Ressources Biologiques Terrestres, Alger, Algérie

L'impact séculaire que subit la végétation en Algérie se traduit par une régression alarmante de sa superficie et par conséquent une accélération du phénomène de désertification.

Le chêne vert et l'alfa comptent parmi les plus importantes espèces qui marquent le paysage algérien. Leur statut écologique, s'il est assez bien connu de nos jours, continue de susciter de nombreuses études à travers différents aspects, tant structuraux que fonctionnels. Bien qu'un schéma dynamique classique soit généralement admis, nous avons tenté, en nous appuyant sur un transect Nord- Sud (Figure 1), une meilleure compréhension de la succession : forêt-taillis-matorral-présteppe-steppe, autrement dit, les phénomènes de matorralisation, de steppisation et même de désertisation au sens de Barbero *et al.* [1].

Le traitement des données (143 relevés et 375 espèces) a été réalisé à l'aide de méthodes d'analyses multivariables, notamment la classification ascendante hiérarchique et l'analyse factorielle des correspondances.

La première méthode a permis de différencier les groupements végétaux, la seconde de mettre en évidence les facteurs qui déterminent leur répartition ainsi que leurs liens dynamiques.

Chaque groupement est caractérisé par ses principales espèces indicatrices exclusives ou préférentielles ainsi que par ses particularités écologiques (Tableau I). L'étude de leur succession dynamique permet de démontrer l'évolution parallèle de la végétation et du milieu édaphique.

Tableau I. Caractérisation écologique des groupements végétaux.

Groupement	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3
Formation végétale	Taillis moyens élevés denses à *Quercus ilex* Taillis sous-futaie à *Pinus halepensis* et *Quercus ilex*	Taillis de *Quercus ilex* et *Cedrus atlantica* Taillis élevés denses de *Quercus ilex, Phillyrea augustifolia* et *Juniperus oxycedrus*	Taillis moyens de *Quercus ilex, Juniperus oxycedrus, Calycotome spinosa, Genista* Matorrals à *Calycotome, Ampelodesma mauritanicum, Asphodelus microcarpus* et *Quercus ilex*	Taillis de *Quercus ilex, Juniperus oxycedrus, Calycotome spinosa* Taillis de *Quercus ilex, Phillyrea angustifolia, Juniperus oxycedrus, Juniperus phoenicea*	Taillis de *Quercus ilex,* (avec coupes importantes) Matorrals bas à *Calycotome genista* et *Quercus ilex* Mattorral à *Quercus ilex, Juniperus oxycedrus,*et *Juniperus phoenicea* Matorrals à *Stipa tenacissima, Rosmarinus tournefortii*	Forêt de *Pinus halepensis, Juniperus oxycedrus, Juniperus phoenicea,Stipa tenacissima, Rosmarinus tournefortii* Matorral à *Quercus ilex, Juniperus phoenicea, Rosmarinus, Stipa tenacissima* Steppe arbustive à *Stipa tenacissima, Juniperus phoenicea* et *Quercus ilex*	Matorral à *Stipa tenacissima, Juniperus phoenicea, Quercus ilex* Steppe arbustive à *Stipa tenacissima* et *Heliamthemum hirtum* Steppe à *Stipa tenacissima* et *Thymelaea tartonrera*	Steppe non ensablée à *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba alba* Steppe à *Stipa tenacissima* et *Eruca vesicaria*	Steppe ensablée à *Stipa tenacissima* et *Arthrophytum scoparium* Steppe à *Stipa tenacissima* et *Lygeum sparum* *Stipa tenacissima* et *Artemisia* à *herba alba* *Stipa tenacissima* et *Laumea acanthoclada*
Recouvrement de la végétation en %	60 à 90	55 à 90	55 à 95	50 à 90	50 à 65	35 à 50	20 à 45	20 à 70	5 à 37
Bioclimat	Sub-humide frais et froid	Sub-humide froid	Sub-humide frais et froid	Sub-humide froid, Semi-aride froid	Humide froid, Sub-humide froid, semi-aride froid	Semi-aride froid	Semi-aride frais et froid	Semi-aride frais et froid, Aride frais	Semi-aride froid, Aride frais, Saharien frais

Altitude (m)	1240 à 1350	1350 à 1720	710 à 1200	1140 à 1680	1200 à 1430	1165 à 1510	860 à 1360	600 à 1050	785 à 1190
Géomorphologie	Mi et haut de versant	Bas-mi et haut de versant	Mi et Haut de versant	Mi et Haut de versant	Mi-versant et replat	Mi-versant	Versant et zone de raccordement	Glacis et mi-versant	Glacis et buttes
Pente	30 à 65	10 à 40	10 à 60	10 à 25	15 à 25	10 à 25	3 à 20	1 à 25	< 5
Recouvrement sables (%)	0	0	0	0	0	0 à 10	0 à 10	6 à 47	10 à 75
Recouvrement en éléments grossiers (%)	0 à 10	0 à 25	0 à 30	5 à 30	10 à 30	5 à 40	5 à 55	0 à 60	5 à 70
Matière organique (%)	14,34	13,99	15,08	13,43	7,02	8,33	2,34	1,54	0,99
Argiles + limons fins (%)	53,33	71,4	51	52,3	41,4	38,9	22,5	21,4	20,07
pF2,5-pF4,2 %	9	5,95	8,15	10,43	7,02	9,03	5,87	7,01	3,86
Capacité d'échange MEq/100g	39	52,85	45,5	51	34,62	33,87	12,6	10,28	8,5
Stabilité	Stable	Stable	Stable	Stable	Stable	Stable	Moyennement stable	Moyennement stable	Moyennement stable
Type de sol	Rankers, Sols rouges ou bruns fersialli-tiques Sols bruns forestiers	Rankers, Bruns fersialli-tiques, Bruns forestiers	Sols bruns forestiers, Sols bruns calcaires	Bruns calcaires Sols bruns fersiallitiques	Rendzines Bruns calcaires Lithosols	Bruns calcaires Lithosols	Bruns calcaires Rendzines	Bruns calcaires à accumulation calcaire	Bruns calcaires et Sierozems à accumulation calcaire ensablé

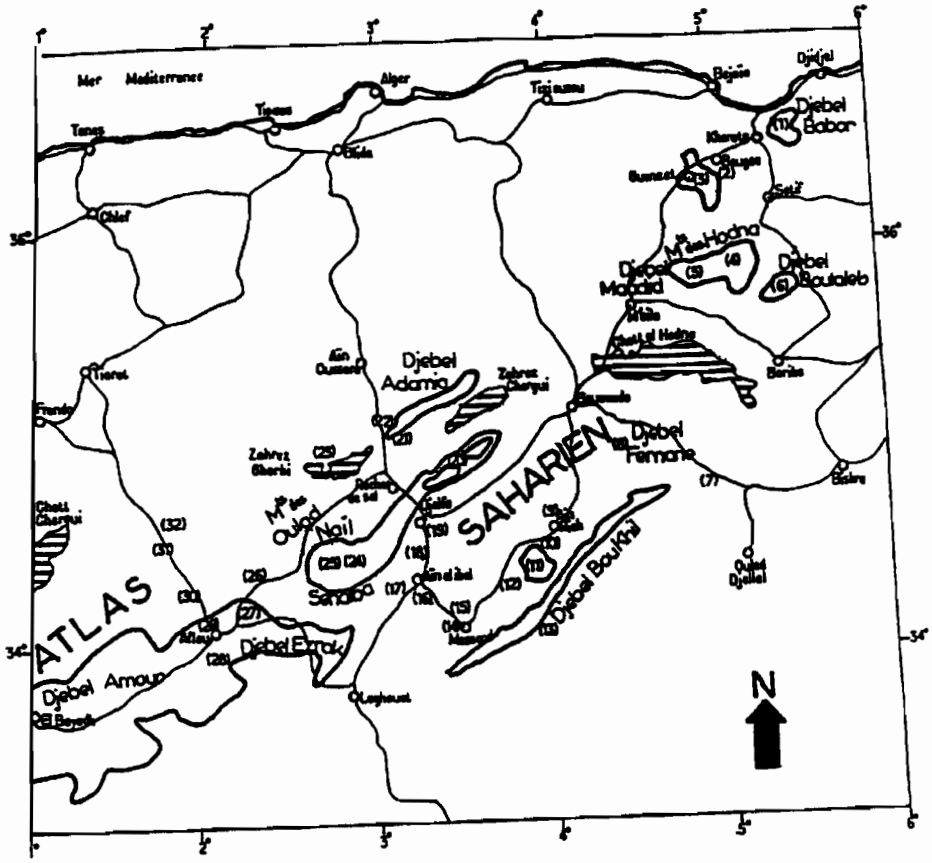


Figure 1. Emplacement de la zone d'étude.
Emplacement approximatif des relevés : (1) : S59, 60, 61, 62 ; (2) : S68, 69, 70, 71, 72 ; (3) : S73, 74, 75, 76, 77 ; (4) : S63, 64, 65, 66, 67 ; (5) : S116, 117, 118 ; (6) : S53, 54, 55, 56, 57, 58 ; (7) : S108 ; (8) : S109, 110,111, 112, 113, 114 ; (9) : S119 ; (10) : S120 ; (11) : S121 ; (12) : S122 ; (13) : S7 ; (14) : S4 ; (15) : S5 ; (16) : S20 ; (17) : S18 ; (18) : S17 ; (19) : S16 ; (20) : S2 ; (21) : S12 ; (22) : S14 ; (23) : S1 ; (24) : S23, 24 ; (25) : S21, 22 ; (26) : S19, 20 ; (27) : S17, 18 ; (28) : S126 ; (29) : S127 ; (30) : S128 ; (31) : 129 ; (32) : S130. Échelle 1/3 500 000.

Résultats et discussions

Huit groupements (Figure 2) représentant les différents états de la végétation étudiée sont ainsi individualisés le long du transect.

La Figure 2 montre une répartition des relevés, dans le plan des axes 1-2, en arc de cercle rappelant le "V" de Guttman qui indiquerait que les 2 axes sont corrélés. Ce plan répartit les relevés en deux ensembles :

- l'ensemble A qui correspond aux groupements forestiers, préforestiers et de matorrals de l'Humide, du Sub-humide et même du Semi-aride, où le chêne vert apparaît souvent en espèce dominante.

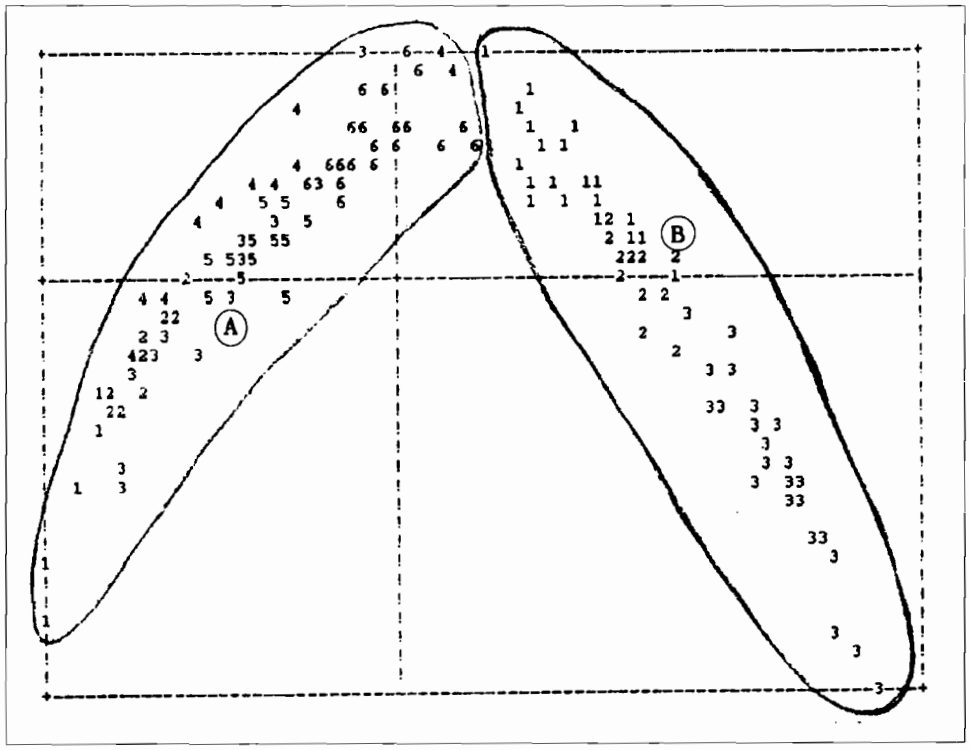


Figure 2. AFC relevés ; Axes 1-2 : individualisation des groupements végétaux.

- l'ensemble B qui réunit les formations présteppiques et steppiques du Semi-aride et de l'Aride.

Le bioclimat apparaît ainsi comme premier facteur déterminant.

Notons toutefois une moins nette différenciation des groupements forestiers par rapport aux formations steppiques. En effet, ces dernières ont une individualité floristique plus accentuée du fait de l'aridité et de l'ensablement (milieu plus hétérogène), tandis que les formations forestières et préforestières de chêne vert possèdent en commun un lot assez important d'espèces, qui rendent leur différenciation floristique plus délicate.

Les groupements forestiers

Les groupements A1 et A2 représentent des taillis de chêne vert assez denses (60 % à 90%) de l'Atlas tellien observés dans l'étage bioclimatique sub-humide frais et froid et parfois l'humide. Ces taillis occupent des sols de type Ranker ou bruns fersiallitiques, riches en matière organique (14%) à capacité de rétention en eau (6 % à 9%) et à capacité d'échange (39 à 53 mEq/100 g de sol) assez élevées.

Ceci se traduit au plan floristique par un lot d'espèces mésophiles qui permettent leur rattachement à une même entité syntaxonomique forestière. Ils représentent de ce fait les chênaies les mieux conservées de la zone étudiée et répondraient au modèle de résistance

par organisation de Barbero et Quezel [2], modèle où les essences forestières présenteraient une faible hétérogénéité architecturale et une vitesse de dépressage liée à la fertilité. Ces 2 groupements se distinguent toutefois par leur position altitudinale et latitudinale.

- Le premier (A1) occupe les altitudes moyennes (1 240 m - 1 350m) des massifs de la région Bougaa-Guenzet. Il est marqué par l'infiltration d'espèces des *Quercetea pubescentis* et des *Querco- Cedretalia* telles que : *Bunium alpinum, Cephalanthera longifolia, Crataegus laciniata, Lonicera arborea, Luzula forsteri, Satureja vulgaris, Senecio perralderianus*..., indiquant pour la plupart une ambiance sylvatique fraîche.

- Le second (A2), plus alticole (1 350m - 1 720m) et plus continental se retrouve dans les monts du Hodna et le djebel Boutaleb. De par leur position altitudinale, ces taillis sont caractérisés par des espèces liées aux milieux humides et froids telles que : *Acer monspessulanum, Agrimonia eupatoria, Cedrus atlantica, Luzula nodulosa, Pimpinella tragium, Ranunculus bulbosus, Silene italica* subsp. *fontanesiana, Veronica haederifolia*... On y note également la présence d'espèces saxicoles, en relation avec un affleurement rocheux relativement plus important (10%-20%) (*Sedum album, Sedum tenuifolium, Saxifraga tridactylites*).

Les groupements préforestiers

Le groupement A3 réunit les taillis et matorrals moyens de chêne vert - genévrier oxycèdre. L'ouverture de ce type de formation (50 % < Rvt < 95%) favorise le développement d'espèces héliophiles telles que *Calycotome spinosa* et *Ampelodesma mauritanicum*, qui, dans certains cas de dégradation anthropique, se substituent au chêne vert (cette disparition des espèces sciaphiles au profit d'espèces sclérophylles héliophiles est liée à l'effet de l'action anthropique [1]). Il s'agit des plus basses formations à chêne vert (700 - 1200 m) et par conséquent les plus accessibles rencontrées dans la région des Babors et de Bougaa. L'importance de l'impact humain est marqué par l'abondance dans la strate herbacée d'espèces nitrophiles et de thérophytes qui se substituent au cortège forestier initial en formant une pelouse de dégradation (*Medicago hispida, M. orbicularis, Melilotus macrocarpa, M. sulcata, Trifolium campestre, T. glomeratum, T. lappaceum, T. scabrum, Aegilops triuncialis, Centaurea pullata, Centaurium umbellatum, Galactites tomentosa, Hirsfeldia geniculata, Plantago serraria*).

La dégradation est soulignée également par l'apparition des genres *Asphodelus* et *urginea*, témoins du surpâturage. Notons toutefois que malgré l'envahissement de ces formations par des thérophytes, le sol ne semble par encore très affecté. En effet, les sols présentent encore une richesse en matière organique (15%) et une assez bonne capacité de rétention en eau (8%) comparables aux 2 groupements précédents. On y observe une légère diminution de la fraction fine.

Le groupement A4 correspond à des taillis de chêne vert peu denses (50%-65%) purs ou en mélange avec le genévrier oxycèdre, la filaire, le calycotome et le genévrier de Phénicie : cette dernière espèce souligne le caractère plus continental et relativement plus xérique de ce groupement. Il s'agit en effet de formations rencontrées surtout dans les monts du Hodna et le djebel Boutaleb, entre 1 150 et 1 680 m d'altitude. Le bioclimat est Sub-humide à Semi-aride froid. Au niveau de ce groupement, le chêne vert se maintient encore mais l'on note la disparition des espèces forestières, remplacées par des préfores-

tières telles que *Jasminum fruticans, Rhamnus alaternus, Calycotome spinosa, Ampelodesma mauritanicum, Genista tricuspidata* et la progression des espèces de matorral : *Coronilla juncea, Lotophyllus argenteus, Thymus ciliatus, T. hirtus*. La tendance xérique de ce milieu est indiquée également par l'apparition sporadique de *Stipa tenacissima*. Au plan édaphique, le sol de type fersiallitique ou brun calcaire reste potentiellement favorable au maintien d'une végétation forestière (matière organique : 13%, capacité de rétention en eau : 10,4 % ; capacité d'échange : 51 mEq/100 g de sol.).

Groupements de matorrals

Le groupement A5 est constitué essentiellement par des matorrals de nature très diverse (matorrals à chêne vert, genévrier oxycèdre - calycotome ; à chêne vert-genévrier de Phénicie et oxycèdre ; à alfa - romarinciste et enfin à pin d'Alep). Ce groupement apparemment très hétérogène au plan physionomique ne semble pas déterminé par le seul bioclimat. Il réunit en effet des individus rencontrés depuis l'Atlas tellien jusqu'à l'Atlas saharien, où il occupe des altitudes moyennes (1 200 m - 1 430 m), surtout en exposition sud.

Ceci traduirait l'action synergique de l'aridité climatique et de l'action anthropique, sur la dynamique du tapis végétal, soulignée par de nombreux auteurs [3-5].

Ce groupement est floristiquement dominé par des espèces de matorrals calcicoles telles que *Genista cinerea* subsp *cinerea, Fumana ericoides, Helianthemum racemosum, Leuzea. Conifera, Phagnalon saxatile* ... qui s'ajoutent aux espèces physionomiquement dominantes.

Les sols de type Rendzines et bruns calcaires, bien qu'encore stables sont appauvris en matière organique (7%). Les éléments fins tendent également à diminuer ainsi que la capacité de rétention en eau (7%) et d'échange (34 mEq/100 g de sol.).

Groupements pré-steppiques

Le groupement A6 réunit les formations pré-steppiques de l'Atlas saharien (Aflou, Senalba, Bousaada), à pin d'Alep - genévrier oxycèdre - genévrier de Phénicie - alfa - romarin. Le chêne vert est à ce niveau à sa limite méridionale. Il participe en espèce dominée, à des structures de type matorral ou même de steppe arbustive. La végétation généralement de faible recouvrement (35 % à 50%) est représentée par des arbustes souvent très épars et des espèces de type chamaephytique et buissonneuse (*Bupleurum spinosum, Catananche coespitosa, Centaurea tenuifolia, Cistus salvifolius, Polycnemum fontanesii*...). Cette substitution, observée dans le Semi-aride froid, correspondrait au phénomène de dématorralisation au sens de Barbero *et al.* [1].

Sur le plan édaphique, les sols sont calcimagnésiques caractérisés par une diminution du taux de matière organique (8%) et une texture à tendance moyenne (A + LF : 39%).

Le groupement B1 est un matorral arboré envahi par l'alfa à la suite de la destruction des genévriers et romarins (bois de chauffage et surpâturage). Il s'étale de 860 à 1 360 m

dans le Semi-aride frais et froid sur les zones de raccordement et les versants de l'Atlas saharien. Le recouvrement de la végétation est en moyenne de 35%.

Les sols qu'il colonise sont encore humifères (matière organique 2 %). Ce sont soit des rendzines, soit des sols bruns calcaires, soit des colluviaux associés aux lithosols et regosols dans les zones érodées. L'horizon de surface présente une texture moyenne (22,4 % d'argiles et limons fins) de faible réserve en eau (5,87 %) et une capacité d'échange de 12,6 mEq/100 g de sol.

Du point de vue floristique, ce groupement est caractérisé par des espèces liées à l'anthropisation (*Leontodon saxatilis, Leontodon hispanicus, Bupleurum semi compositum*) et même à la steppisation (*Telephium imperati*).

Groupements steppiques

Le groupement B2, localisé dans le Semi-aride frais entre 600 et 1 050 m, sur les glacis et mi-versants des régions de Djelfa et Boussaada, fait suite dans la série de dégradation au groupement précédent. C'est généralement une belle steppe d'alfa (38 % de recouvrement), qui sous l'effet d'une exploitation intensive cède la place soit à la steppe à alfa-*Eruca vesicaria* soit à alfa et *Artemisia herba-alba*. Les espèces caractéristiques sont des commensales de culture et de surpâturage (*Adonis dentata-Ceratophalus falcatus*...). Les sols, moyennement stables, sont des bruns calcaires à accumulation calcaire (croûte ou dalle calcaire), pauvres en matière organique, non fertiles (capacité d'échange de 10,28 mEq/100g). Les réserves en eau y sont légèrement supérieures (7,01%) à celles des sols du groupement précédent parce qu'ils bénéficient des eaux de ruissellement des fortes pentes adjacentes.

Le groupement B3, transition entre le Semi-aride froid et l'Aride frais est une mosaïque de milieux écologiques et climatiques différents, chasmophile (*Launaea acanthoclada*), limophile (AHA), aride (*Arthrophytum scoparium*) dominé par le psammophile (*Thymelea microphylla*).

Les matériaux fins issus de l'érosion des roches gréseuses des montagnes et des espaces dénudés sont remaniés par les vents dominants et piégés par les touffes d'alfa [6]. Ce dépôt sableux a permis l'installation de psammophytes : *Thymelea microphylla, Lygeum spartum, Fagonia glutinosa, Argyrolobium uniflorum*. Le *self mulching* a ainsi favorisé la thérophytisation de ces steppes : *Plantago ciliata, Plantago ovata- Euphorbia calyptrata-Salvia verbenaca*...

Les sols sont, à l'origine, des bruns calcaires ou des siérozéms à accumulation calcaire sur lesquels se sont développés des sols peu évolués d'apport éolien très pauvres en matière organique (0,99 %) et en capacité d'échange (8,5 meq/100g). La Figure 3 résume les liens de contiguïté existants entre ces différents groupements.

Ces relations dynamiques traduisent la dégradation du couvert végétal suivie de changements édaphiques importants (Tableau I). L'aridification déclenche une succession de processus qui entraînent des modifications de la réserve en eau et une diminution de la capacité nutritive. Cette perte de fertilité contribue à la baisse de la productivité biologique donc à une accentuation de la désertification [7, 8].

La disparition ou la diminution du couvert végétal induit une érosion hydrique et/ou éolienne de la partie supérieure du sol. Il en résulte :

- un glaçage de la surface du sol réduisant considérablement l'infiltration de l'eau dans le sol et empêchant aussi la germination des graines ;
- un tronquage des sols : les systèmes racinaires exploitant des couches meubles du sol de plus en plus minces ne peuvent plus accumuler des réserves suffisantes pour une bonne production. Ainsi les éléments nutritifs et la matière organique diminuent.

La réduction des réserves en nutriments est non seulement due à la faible teneur en matière organique et au décapage du sol mais surtout à la diminution de la teneur en argile minéralogique puisque l'essentiel de la capacité d'échange cationique se situe dans la fraction argile. En effet, en zone aride, l'influence anthropique accentue le déclin du couvert végétal et l'extension de l'ensablement en cas de longue sécheresse. En plus du manque d'altération chimique (hydrique), ce sable apporté contribue à diminuer la stabilité du sol et à modifier sa texture qui devient grossière.

Soulignons que ces effets néfastes de l'influence anthropique et de l'aridification sont beaucoup plus accentués en dessous de 350 mm de pluie. C'est dans ce sens que cette limite pluviométrique a été proposée par Pouget [4] pour des actions de réhabilitation. C'est seulement au-delà de 300 mm de pluie qu'une restauration ou au moins une conservation du couvert végétal sera efficace. Par contre, entre 100 et 300 mm, les possibilités de restauration sont très limitées mais une protection du couvert végétal permettrait d'arrêter la désertification.

Propositions de réhabilitation de la végétation et des sols

Les divers types de situations décrites traduisent des potentialités évolutives différentes. Ainsi les modes de traitement doivent être conséquents.

Formations forestières et préforestières

Un relâchement du contrôle des services forestiers associé à un accroissement du cheptel a conduit à une régression dramatique du couvert végétal et a modifié le tapis herbacé associé. Il est impératif de diminuer le cheptel afin de ne pas dépasser les valeurs critiques de charge tolérable en forêt (0,8 tête de petit ruminant par ha (FAO,1981) [9, 19]).

Un essai a été entrepris dans le Parc national du Djurdjura où l'accès au pâturage a été seulement autorisé pour les bovins. Cette solution compatible avec la survie des populations locales a déterminé, en une dizaine d'années, une remontée biologique remarquable et une reprise de l'extension de genévriers, de cèdres et même de nombreux feuillus [10].

Outre le surpâturage, l'action du feu est très néfaste dans ce type de milieu. Le même schéma régressif décrit ci-dessus est observé dans les zones soumises à des incendies fréquents. L'ouverture du milieu occasionné par le feu entraîne la disparition des espèces sylvatiques peu adaptées au feu, le développement d'espèces préforestières à croissance rapide et d'espèces de matorral. Ces dernières sont elles-mêmes progressivement remplacées par des chamaephytes et des thérophytes à haut pouvoir colonisateur et sans intérêt pastoral et protecteur.

Le moyen de lutte efficace consisterait, d'une part, à évaluer les risques d'incendie compte tenu de la connaissance de la structure de la végétation, de sa composition spécifique et des conditions de milieu, d'autre part, de procéder à des traitements sylvicoles préventifs. Ces suggestions sont valables pour les groupements A3, A4 et A5. Des modèles de prévisibilité, de dépressage sont proposés par Miglioretti et Barbero [11] dans les peuplements de chêne vert.

Une étude écodendrométrique des taillis de chêne vert dans l'Atlas blidéen [12] a montré que le dépressage naturel est la résultante de l'effet de l'âge, de la compétition interspécifique, de l'action anthropique mais surtout des conditions de milieu.

Formations présteppiques

En plus de la diminution du cheptel qui est vivement conseillée, il convient de reboiser. Des essais concluants ont été obtenus en reboisant avec du Pin d'Alep (groupement B1 et A4).

Formations steppiques

Des essais de mise en défens ont été réalisés dans différentes steppes (à *Stipa tenacissima*, à *Lygeum spartum*, à *Artemisia herba-alba*) par l'Unité de Recherche sur les Ressources Biologiques Terrestres (1976 à 1994). Cette action a, sur le tapis végétal, un effet bénéfique certain, se traduisant par l'amélioration du couvert végétal et par sa protection dans des conditions de sécheresse. L'effet de la mise en défens est plus net sur une végétation dégradée mais qui n'a pas dépassé le seuil d'irréversibilité ou de résilience. La résilience est considérée au niveau de l'espèce, au sens de Money et Hobbs (1986). Ce seuil est atteint plus rapidement chez l'alfa que l'armoise ou le *Lygeum* [13].

L'effet bénéfique de la mise en défens n'est pas proportionnel à sa durée. Un pâturage contrôlé est considéré presque aussi efficace, voire plus efficace, qu'une mise en défens de longue durée [14].

Des essais de reboisement en Pin d'Alep ont été tentés à Moudjbara (groupement B2) dans le cadre du Barrage vert, les résultats sont partiellement satisfaisants. Le dépérissement des plants de Pin d'Alep semble être lié à plusieurs facteurs (l'érosion hydrique, la faible profondeur du sol, l'action anthropique, l'attaque des chenilles, la préparation du sol, les techniques d'élevage en pépinière) [15].

Conclusion

L'étude de la dynamique des communautés à chêne vert et à alfa le long d'un transect Nord-Sud montre que le gradient climatique décroissant se traduit par des modifications importantes au niveau de la végétation et du milieu édaphique.

D'une manière générale, on assiste à une substitution progressive des milieux stables, prévisibles et complexes favorisant le développement d'espèces à stratégie démographique de type K par des milieux instables imprévisibles permettant le développement des espèces à aptitude colonisatrice de stratégie de types r [16].

Sur le plan édaphique, ce changement se traduit par :
- une carbonatation des sols [17, 18] ;
- une diminution de la fertilité des sols et des réserves en eau ;
- une modification de la stabilité et de la texture ; la texture fine grumeleuse développée par une végétation arbustive disparaît au profit d'une structure plus grossière et moins stable.

Ces effets de l'aridité sont aggravés par une action anthropique inévitable liée à la forte poussée démographique actuelle. Il devient impératif de réglementer le mode d'exploitation des ressources, d'améliorer les techniques d'utilisation des eaux de ruissellement afin de minimiser les risques de désertification.

Références

1. Barbero M., Bonin G., Loisel R., Quezel P. (1990). Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio* ; 87 : 151-173.
2. Barbero M., Quezel P. (1989). Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bull Ecol* ; 20(1) : 7-14.
3. Alcaraz C. (1982). La végétation de l'Ouest algérien. Thèse Doct., Univ. Perpignan (415 p).
4. Pouget M. (1980). Les relations sol-végétation dans les steppes sud algéroises. Trav. et Doc. ORSTOM, Paris, n°116 (555 p) (Thèse Doct, Univ Aix-Marseille, 1979).
5. Dahmani-Megrerouche M. (1984). Contribution à l'étude des groupements à chêne vert des monts de Tlemcen (Ouest algérien). Approche phytoécologique et phytosociologique. Thèse de 3e cycle, Université Sci. Techn. H. Boumediène, Alger (238p).
6. Achour H. (1983). Etude phytoécologique des formations à alfa (*Stipa tenacissima*) du Sud oranais, Wilaya de Saïda. Thèse de 3e cycle, Université Sci. Techn. H. Boumediène, Alger (216 p).
7. Floret C., Pontanier R. (1982). *L'aridité en Tunisie présaharienne*. Trav. et doc. ORSTOM, Paris, n°150 (544 p).
8. Rognon P. (1993). *Désertification et dégradation des sols*. Séminaire Med-Campus N°8 (Medenine).
9. Quezel P., Barbero M. (1990). Les forêts méditerranéennes, problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation. *Acta Botanica Malacitana* ; 15 : 145-178.
10. Quezel P., Barbero M. (1989). Les formations à genévriers rampants du Djurdjura (Algérie). *Lazaroa* ; 11 : 85-99.
11. Barbero M., Miglioretti F. (1984). Etude comparée de la densité des peuplements du chêne vert en relation avec leur composition floristique : Application à la forêt domaniale de la Gardiole de Rians (Var). *Ecologia mediterranea* ; 1-2 : 205-230.
12. Dahmani M., Bensaid S., Megroun N., Mani Z., Benramoul S. Etude écodendrométrique des chênaies vertes de l'Atlas Blidéen (Algérois) (à paraître).
13. Aidoud A. (1989). Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques pâturés (hautes plaines algéro-oranaises Algérie). Doct. d'Etat, Université Sci. Technol. H. Boumediène, Alger (240 p).
14. El Hamrouni A., Sarson M. (1974). Valeur alimentaire de certaines plantes spontanées ou introduites en Tunisie. Note Rech N°2, Ins. Nat. Rech. Forest. Tunis (17 p).
15. Ait Chafa D., Beghdadi N., Karaoui C. (1991). Bilan écodendrométrique du reboisement de Moudjbara (Wilaya de Djelfa). Mémoire d'Ing. d'Etat, Univ. Sci. Technol. H. Boumediène, Alger (78 p).

16. Barbault R. (1983). *Abrégés d'Ecologie générale*. Masson (224 p).
17. Halitim A. (1985). *Sols des régions arides*. OPU, Alger (384 p).
18. Aime S. (1991). Etude écologique de la transition entre les bioclimats sub-humide, semi-aride et aride dans l'étage thermo méditerranéen du Tell oranais (Algérie occidentale). Thèse Doctorat ès. Sciences, Université Aix-Marseille III.
19. El Hamrouni A. (1992). Végétation forestière et préforestière de la Tunisie : Typologie et éléments pour la gestion. Thèse Doctorat ès. Sciences, Université Aix. Marseille (228 p).

SECTION IV

L'intégration des actions de restauration, réhabilitation et réaffectation dans les systèmes et paysages agraires

Cette section est consacrée à l'exposé des conditions de faisabilité, de durabilité et d'intégration des actions sectorielles et globales envisagées. Si l'intégration dans le paysage de l'écosystème réhabilité est une condition indispensable à la réussite de la régénération du milieu, il est nécessaire de prendre en compte les aspects socio-économiques (utilisation de l'espace, appropriation des ressources, diversité des usages) et d'adapter les entreprises de réhabilitation à la trajectoire évolutive des systèmes de culture.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 369-388.

22

Évaluation et faisabilité économiques et sociales des actions de restauration, réhabilitation, réaffectation (RRR) des écosystèmes dégradés en zones aride et semi-aride

A. ABAAB [1], J.-P. CHASSANY [2]

1. *IAM Montpellier, France-IRA Médenine, Tunisie*
2. *INRA-ESR, Montpellier, France*

Les tentatives, réussies ou non, de Restauration, Réhabilitation, ou Réaffectation des écosystèmes (RRR)* sont très anciennes : les berbères équipant en jessours les Matmata à l'aube de notre ère (réaffectation), ou Colbert créant un corps de forestiers pour reconstituer les forêts dévastées pour les besoins des industries (verreries, fonderies...), ou la IIe République menant, au seuil du XXe siècle, en France, de vastes opérations de lutte contre l'érosion torrentielle dans les montagnes, accompagnées de boisement (restauration, réhabilitation) en sont autant d'exemples.

C'est dire combien, à chaque période historique, les sociétés sont amenées à se poser la question de la remise en état de vastes zones dégradées par des activités humaines trop denses.

* Dans la suite de cette communication, nous utiliserons le sigle RRR pour signifier Restauration, Réaffectation, Réhabilitation.

Néanmoins, on peut se demander, à notre époque, quelle est la spécificité de ce questionnement : qu'est-ce qui a changé, notamment en ce qui concerne les zones arides et semi-arides ?

Tout d'abord, on peut faire état d'une forte croissance démographique. Généralement, cette croissance n'est pas régulée, dans ces zones, par un exode rural facilement absorbé par des zones plus favorisées, des milieux ou par des régions en voie d'industrialisation. Il s'ensuit une pression humaine et donc agricole sur les écosystèmes concernés.

Un deuxième élément concerne la mise en œuvre de techniques agricoles ou pastorales autrement plus puissantes et sources éventuelles de dégradation : le tracteur avec la charrue à disques a permis des défrichements considérables en un temps réduit, condition essentielle pour pouvoir emblaver quand la pluviométrie semble favorable (cas de la Djeffara du S-E tunisien). La possibilité de transporter les troupeaux par camions ou chemin de fer sur de grandes distances a permis d'aller chercher l'herbe sur des parcours ouverts, loin du siège de l'exploitation d'élevage, entraînant très souvent une amplification du processus de dégradation des parcours (cas des zones steppiques algériennes).

On relèvera également l'ambiguïté croissante du statut des terres collectives soumises à un désengagement progressif des tribus (au cours de la colonisation de certains pays par exemple), puis à un désengagement de l'Etat dans la période récente, ce qui se traduit par une absence totale de régulation de l'usage des parcours.

Enfin, en corollaire à tous ces phénomènes et en relation avec la difficulté pour beaucoup de pays en voie de développement à assurer parallèlement l'autosuffisance et la sécurité alimentaire, la pression agricole et pastorale des populations s'accroît pour répondre à l'augmentation inéluctable des besoins alimentaires.

Compte tenu de l'ampleur des phénomènes, les Etats et la Communauté Internationale se préoccupent davantage de lutte contre la dégradation des milieux et contre la désertification.

Deux solutions sont alors possibles : soit on incite les acteurs locaux à prendre en main les actions de RRR en les adaptant aux différentes configurations écologiques, économiques ou sociales locales, soit l'Etat se charge lui-même des actions à mener.

Jusqu'à maintenant, compte tenu de l'urgence à limiter et à réduire la désertification et/ou à développer les zones arides, c'est la deuxième voie qui a été privilégiée, avec des résultats allant de l'échec total à une certaine réussite.

Néanmoins, dans tous les cas, les crédits publics ou privés engagés sont considérables* et la question se pose d'une évaluation économique de l'impact réel et de l'efficacité de ces actions. C'est donc un problème d'affectation de ressources publiques qui est en cause.

Dans la mesure où il s'agit de biens d'environnement accessibles plus ou moins gratuitement à l'ensemble des citoyens, peut-on appliquer à la gestion de l'environnement la rationalité économique classique ? Que signifient dans ce contexte, les concepts d'utilité individuelle et collective ? Comment peut-on constater la valeur des biens et services d'environnement susceptibles d'être produits grâce aux actions de RRR ?

---

* 146 millions de $ pour le VIIe Plan, 456 pour le VIIIe Plan en Tunisie par exemple, soit de 8 % à 15 % des investissements dans le secteur agricole.

Peut-on raisonner ces questions sur le court et moyen terme en y intégrant des valeurs d'ordre éthique ou morale, surtout lorsqu'il s'agit de faire des choix collectifs impliquant des acteurs divers ayant des stratégies d'utilisation des milieux différentes, voire opposées ?

Peut-on engager le long terme sous prétexte de solidarité intergénérationnelle alors que l'on ne peut rien dire sur les techniques qui seront disponibles ni surtout sur la demande en biens d'environnement d'une génération qui n'est pas encore née ?

En quoi la gestion en bon père de famille de l'environnement, considéré comme un patrimoine à sauvegarder pour l'avenir, notamment à travers les actions de RRR, peut relever d'une évaluation économique et sociale ? C'est en quelque sorte la question qui est posée et à laquelle nous allons essayer d'apporter des éléments de réponse en nous appuyant sur le cas des zones arides et semi-arides.

Nous traiterons la question en 3 points :
- comment peut-on poser le problème d'un point de vue économique et social ?
- quelles sont les différentes méthodes d'évaluation monétaire des actifs naturels ?
- comment peut-on prendre en compte la question de la faisabilité sociale de la RRR ?

Position du problème

La notion d'actifs naturels

Les activités productives agricoles mobilisent un certain nombre d'éléments composant les écosystèmes. On parlera d'actifs naturels pour bien montrer que le milieu est considéré comme un capital qu'il s'agit de faire fructifier, ce capital pouvant être transmis aux générations futures et étant dénommé "patrimoine naturel".

Par actifs naturels composant le patrimoine naturel, on fait référence à :
- des éléments simples (ressources du sous-sol, milieux physiques et organismes vivants),
- des écosystèmes ou écozones permettant de rendre compte des solidarités écologiques reliant les éléments simples et permettant de comprendre la dynamique des milieux naturels.

Evolution des comportements des décideurs

D'un point de vue historique, on peut schématiquement distinguer trois phases au cours desquelles le milieu biophysique, ou ce que les économistes nomment les actifs naturels, joue un rôle différent dans le calcul économique accompagnant la mise en œuvre de projets de développement et d'aménagement.

- Dans la première, on ne prend pas en compte la composante environnementale dans les coûts, et notamment dans les coûts de production de biens et services. Cela signifie que l'on considère que le stock des ressources naturelles, quand elles sont disponibles (eaux, sols, végétation), est inépuisable.

S'il y a dégradation partielle, la puissance publique prend en charge la réparation des dégâts.

- La 2e phase, qui correspond aux années 1960/1970, amène à se poser plus explicitement, notamment dans les zones arides, la question de la rareté des ressources naturelles. Comment intégrer dans les coûts de production les ressources naturelles utilisées, en allant au-delà de leur simple coût de mise à disposition et en prenant en compte le fait que le stock d'actifs naturels est plus ou moins entamé et qu'il faut assurer son renouvellement.

Des recherches théoriques et méthodologiques sont alors engagées par de nombreux économistes pour évaluer les biens d'environnement. On soulève déjà la question de l'appropriation de ces biens d'environnement, généralement utilisés gratuitement par les individus (Hardin - La tragédie des communs), pour suggérer qu'en l'absence de toute régulation sociale, l'appropriation privée des ressources (par exemple des terres collectives non gérées, mais utilisées de manière sauvage) est un moyen de rationaliser leur utilisation et de les préserver.

- La 3e phase se situe plutôt des années 1980 jusqu'à nos jours et correspond à la fois à un besoin accru de méthodes d'évaluation et surtout à une réflexion approfondie sur la faisabilité sociale des divers modèles de gestion des ressources naturelles et d'aménagements de l'espace qui peuvent leur être liés. La période 1992/1993 correspond à l'émergence de la notion d'actions participatives : cette notion relève de ce même type de questionnement et constitue une des dernières évolutions de la pensée en la matière.

Ce mouvement est justifié par :

- la rareté des ressources, encore plus vraie en zone aride, et l'impression d'atteindre des seuils d'irréversibilité en raison des externalités négatives induites, soit par surexploitation privée, soit par des projets d'aménagement mal conçus techniquement ou non pris en compte par les populations locales concernées ;
- une demande sociale plus explicite pour une meilleure qualité de l'environnement (au départ dans les pays développés) et une préservation plus efficace des écosystèmes (biodiversité, développement durable...) ou des ressources naturelles en tant que facteurs de production ;
- le coût réel de correction de ces externalités négatives (réparation, restauration, réhabilitation...) qui pèse de plus en plus dans les finances publiques : les projets de lutte contre la désertification en sont de bons exemples ;
- l'accroissement des coûts de production liés à la mobilisation de ressources de plus en plus coûteuses à valoriser... ;
- les constats d'échec relatifs à de nombreuses actions de RRR non participatives.

Ainsi donc, d'un point de vue économique, la demande sociale a eu tendance au début à privilégier la mobilisation à titre gratuit de ressources naturelles supposées abondantes pour permettre le développement des fonctions de production, au détriment de la préservation ou de l'élargissement des fonctions environnementales proprement dites (maintien ou renouvellement de la biodiversité, des paysages et du potentiel de production...).

Par la suite, on s'est davantage préoccupé de la préservation du stock des ressources naturelles, auparavant trop sollicité.

La notion d'externalités liées aux processus de production

C'est à propos de phénomènes liés à l'utilisation des actifs naturels dans un processus de production que le concept d'externalités s'applique le mieux : la pollution des nappes

phréatiques par les nitrates dans le cas des agricultures intensives en est un exemple. Le terme d'externalité signifie que cette pollution d'une ressource, l'eau des nappes, n'est pas prise en compte dans le calcul du coût de production des spéculations concernées. Par contre, introduire dans ces coûts des coûts de dépollution, imposés par une réglementation administrative à l'agriculteur, permettra "d'internaliser" ces coûts.

Plus généralement, sont considérés comme externalités les effets produits par une activité économique quelconque sur des éléments qui ne font pas l'objet d'une transaction sur un marché ou d'une taxation quelconque, que ces effets soient positifs (un paysage esthétique créé par un groupe d'agriculteurs et apprécié gratuitement par d'autres individus...) ou négatifs (défrichement de sols légers et accroissement de la sensibilité à l'érosion éolienne entraînant une gène épisodique ou permanente pour les infrastructures, salinisation, eutrophisation des sols, tarissement des "aïouns", sources artésiennes dans le Nefzaoua et le Djerid en raison de l'extension de forages incontrôlés...).

Quoi qu'il en soit, l'apparition d'externalités positives ou négatives se traduit généralement par une variation du stock de ressources naturelles ou actifs naturels tels que nous les avons définis plus haut.

Contexte excédentaire ou contexte déficitaire. Quelle différence ?

Une des questions que l'on peut se poser également concerne le contexte agro-alimentaire dans lequel la RRR est abordée.

Dans les économies excédentaires, la demande sociale est plus explicite en matière de préservation des fonctions environnementales des écosystèmes. En effet, soit la surexploitation par l'agriculture entraîne diverses externalités négatives (pollution des eaux par les nitrates par rejet des effluents des élevages en batterie ou appauvrissement des sols dus à différents phénomènes de blocages ou de saturation...), soit à l'inverse les milieux soumis à la déprise agricole retournent à la friche, s'embroussaillent et les paysages caractéristiques des différents terroirs se transforment, certains acteurs y voyant une dégradation.

Dans les économies déficitaires, la demande sociale pour la fonction de production est forte et entraîne souvent une dégradation du milieu, cependant que la demande pour les fonctions environnementales en tant que telles, gratuites, ne s'exprime pas de manière explicite.

On peut schématiser deux situations ainsi que le montre le Tableau I.

Si les finalités dans la gestion des actifs naturels diffèrent quelque peu d'une situation à l'autre (valorisation prioritaire par un système productif agro-alimentaire - demande induite d'actifs naturels en tant que facteurs de production - ou valorisation prioritaire de biens d'environnement récréatifs ou culturels faisant l'objet d'une demande sociale finale plus ou moins explicite et dont certains font l'objet de transactions monétaires), nous allons voir que les raisonnements visant à attribuer une valeur à la RRR des actifs naturels seront proches mais que l'on tente de mettre au point des méthodes d'évaluation spécifiques.

Tableau I.

Contexte excédentaire

Actifs naturels → Fonction de production agro-alimentaire → moyenne → Demande sociale

Actifs naturels → Fonction environnementale → forte → Demande sociale

Production d'externalités diverses > 0

Production d'externalités < 0

Production de biens d'environnement valorisables sur un marché

Pollution par intensification

Dégradation par déprise

Erreurs techniques surtout en milieu fragile

Contexte déficitaire

Actifs naturels → Fonction productive → forte → Demande sociale

Actifs naturels → Fonction de conservation des ressources (RRR) → faible → Demande sociale

Production d'externalité < 0

Production d'externalité > 0 (paysages désertiques ou tourisme..)

Dégradation par surexploitation de milieux fragiles

Baisse du potentiel productif...

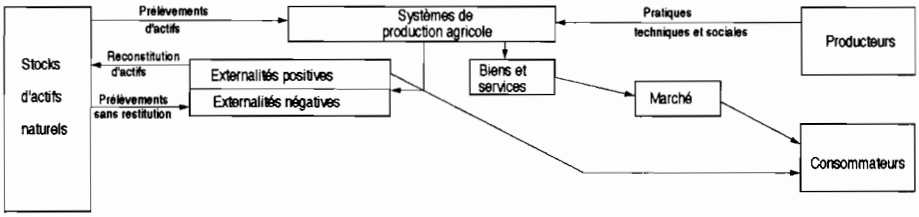
La prise en compte des actifs naturels par le marché

Les Tableaux II, III et IV montrent comment on peut rendre compte de la circulation des actifs naturels dans l'économie.

Les producteurs prélèvent sur le stock des ressources naturelles disponibles (actifs naturels tels que eau, sol, matière organique, CO_2, température...) qui interviennent au sein d'une combinaison productive par la mise en œuvre de pratiques techniques et sociales dans le cadre de systèmes de production agricole ou pastoraux par exemple, pour fournir des biens et services mis à la disposition des consommateurs par l'intermédiaire du marché ou par autoconsommation (Tableau III).

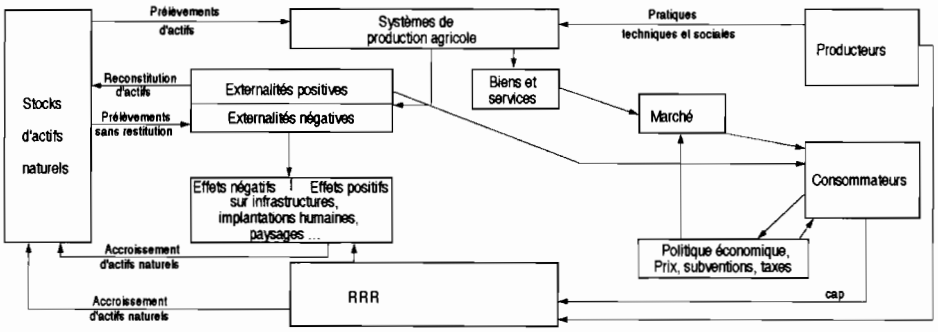
Une partie de ces biens et services n'est pas évaluée directement au niveau du marché : la production d'oxygène par les plantes, la production de paysages ou de microclimats favorables ou défavorables, l'érosion des sols... Néanmoins, ces biens et services gratuits, et qui constituent des externalités, sont perçus d'une manière ou d'une autre par des acteurs dont certains ne sont pas des agriculteurs ou des pasteurs.

Tableau II. Place du marché dans la circulation des biens d'environnement (hors intervention publique).



Le schéma peut être complété (Tableau III) en faisant intervenir le rôle des politiques économiques (subvention aux céréales importées diminuant la pression céréalière locale sur les sols mais se traduisant par un accroissement des troupeaux et une charge animale plus forte sur la steppe, politique d'aménagement de périmètres irrigués, politique de protection des milieux et de RRR, permettant de reconstituer certains actifs naturels...).

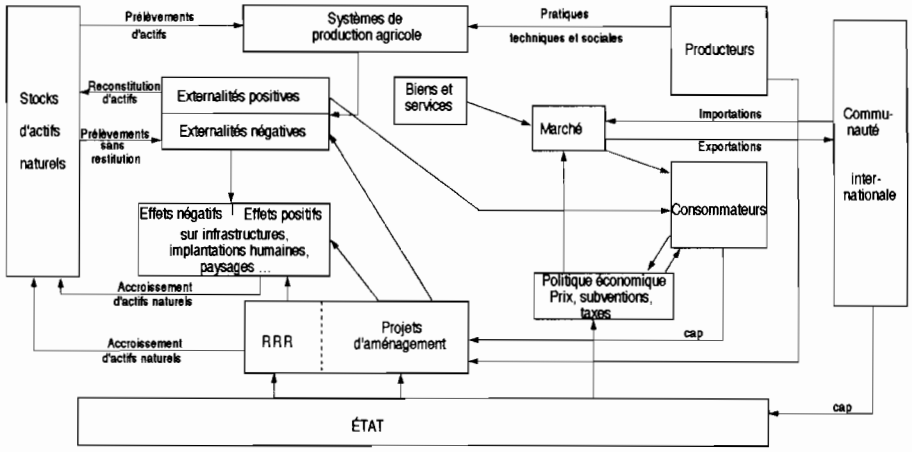
Tableau III. Circulation des actifs naturels dans un système productif local idéal (avec intervention publique).



On peut enfin faire intervenir les échanges avec l'extérieur et les politiques d'importation et d'exportation de produits agro-alimentaires qui, de ce fait, favoriseront ou non l'utilisation des actifs naturels nationaux : l'approvisionnement en céréales indiennes, canadiennes ou australiennes du marché anglais au XIXe siècle a par exemple fortement mis à contribution les milieux naturels des pays concernés... (Tableau IV).

Quel que soit le degré de sophistication de la représentation du fonctionnement économique d'un pays (notamment en introduisant les correctifs aux effets pervers liés aux processus productifs mis en œuvre et relatifs au milieu naturel), on s'aperçoit qu'une grande partie des variations de stock d'actifs naturels et des externalités produites par les systèmes productifs ne passent pas par le marché et ne font donc pas l'objet d'un signal lancé par le marché, d'où des transformations et souvent des dégradations des écosystèmes non sanctionnées par des prix.

Tableau IV. Circulation des actifs naturels dans un système économique moderne (avec intervention publique et échanges avec l'extérieur).



S'il y a bien une demande de biens et services environnementaux que l'on peut expliciter, l'absence d'indicateur de rareté (par exemple prix observé sur un marché ou évalué indirectement) d'un bien environnemental, n'incite généralement pas les agents économiques à une gestion soucieuse de la préservation de ce bien, d'où l'idée d'évaluer par divers moyens les services environnementaux.

Cependant, à ce niveau et avant d'aller plus loin, il faut remarquer que deux écoles de pensée s'affrontent sur cette question. L'une fait remarquer que les actifs naturels n'étant pas produits par l'homme ne relèvent pas du champ de l'économie mais plutôt de l'éthique et que de ce fait les outils de nature économique ne peuvent être appliqués. Néanmoins, de nombreux auteurs [1] font remarquer qu'il n'y a pas incompatibilité entre la volonté de respecter des principes moraux pour la gestion de l'environnement et les tentatives pour identifier la demande environnementale et déboucher sur une évaluation économique et monétaire du patrimoine naturel susceptible de contribuer à une rationalisation des choix en matière de gestion des ressources naturelles.

Si la question de l'évaluation de l'intérêt économique de la RRR peut être abordée avec des éléments de micro-économie plus ou moins satisfaisants (notre 2e partie), le problème de la faisabilité sociale de la RRR (appropriation des technologies, régulation des modalités d'utilisation des actifs naturels reconstitués et donc modalités d'utilisation durable de ces actifs...) doit faire appel à une approche en termes de systèmes (ce sera l'objet de la 3e partie).

Aspects économiques de la RRR*

Evaluation monétaire des actifs naturels

L'évaluation monétaire des actifs naturels hors marché ou mal pris en compte par le marché se pose notamment à l'occasion de l'évaluation des coûts et avantages ou bénéfices attendus de projets affectant ou utilisant des éléments du patrimoine naturel. Les décisions de RRR entrent dans ce champ.

Comme nous l'avons déjà suggéré, certains biens naturels sont appropriés et font l'objet d'échanges marchands, mais c'est très souvent l'exception : l'eau dans certains cas, les sols, la situation d'un terrain à bâtir dans un paysage donné... On parlera de rentes de situation.

Selon l'attitude choisie (la gestion de l'environnement relève de l'éthique et échappe en partie à l'analyse économique ou bien au contraire l'analyse économique permet de mieux gérer la rareté des actifs naturels), on peut distinguer deux approches :

- la première consiste à admettre le choix de RRR imposé par le pouvoir politique et/ou par des considérations éthiques. Le calcul économique, partant d'un champ de contraintes données, évaluera les conséquences économiques des mesures prises en faveur de l'environnement (reconstituer un milieu, une ressource...). On suppose donc que les valeurs attribuées à l'environnement (valeurs d'usage dans le court et moyen terme, valeur d'existence dans le long terme) ne relèvent pas du champ de l'économie. Par contre, on pourra évaluer les coûts d'un projet de RRR et les confronter aux avantages productifs retirés ;

- la deuxième consiste à intégrer dans le calcul économique une évaluation monétaire fictive des "valeurs" non marchandes et la nécessité d'une solidarité avec les générations futures qui conduira à prendre en compte la notion de durabilité de la gestion des ressources naturelles...

On peut assez aisément évaluer le coût monétaire d'un projet de RRR. Par contre, nous avons vu que la valeur économique d'usage des actifs naturels produits, ne passant généralement pas par le marché est plus délicate à déterminer. Cette valeur économique d'un bien qui, dans de nombreux cas, relève de la catégorie des biens collectifs, voire publics, peut se décomposer en valeur d'usage totale (valeur d'usage réel + valeur d'usage potentiel) et valeur intrinsèque. On comprend bien que pour cette évaluation, la plupart du temps, il faudra recourir à des prix de marché reconstitués ou imputés (quasi-prix) en se basant sur différentes méthodes (coût de reconstitution, coût du non usage, valeur des biens ou services substituables, valeur d'option, coûts d'opportunité...).

Rappelons également, pour mieux apprécier la validité de la démarche, que les tentatives d'évaluation monétaire de ces valeurs d'usage reposent sur deux hypothèses de base de l'économie du bie- être :

- les bénéfices retirés de l'environnement sont basés sur les préférences individuelles,
- les individus sont les meilleurs juges de ce qu'ils préfèrent.

C'est ce que les économistes rassemblent sous le concept de souveraineté du consommateur.

---

* Pour cette partie, nous nous sommes très largement inspirés des travaux de Brigitte Desaigues et Patrick Point [1, 2].

Néanmoins, dans le cas qui nous préoccupe (zones arides et semi-arides), on sent bien que ces conditions ne peuvent être totalement satisfaites puisque les utilisateurs du milieu naturel (les consommateurs...) privilégient les fonctions productives du milieu, par simple nécessité, au détriment des fonctions environnementales, allant même jusqu'à atteindre dans l'utilisation des actifs naturels des seuils d'irréversibilité.

Cependant, une préoccupation à l'égard des générations futures peut être présente. En tout cas la puissance publique, par son intervention et les sommes engagées, pour la RRR par exemple, attribue implicitement une valeur aux actifs naturels. Ces prix fictifs peuvent faire l'objet d'un calcul. On a vu également au cours de ce colloque que des actions privées peuvent viser à la reconstitution des actifs naturels (cf. le système *zaï* au Burkina Faso).

De manière générale, l'objectif est de pouvoir exprimer en grandeur monétaire le gain ou la perte de bien-être d'un individu consommateur ou producteur associé à une amélioration (ou détérioration) de la qualité du service rendu par un actif naturel.

On peut alors distinguer deux cas impliquant une méthodologie spécifique :

- soit des actifs naturels font l'objet d'une demande finale (aménités, qualité d'un paysage...) sans que cette consommation se traduise nécessairement par la destruction du bien concerné...
- soit ils font l'objet d'une demande induite, en tant que facteur de production. C'est essentiellement le cas pour les zones arides et semi-arides relevant d'une configuration agro-alimentaire déficitaire.

Très souvent néanmoins, les actifs naturels ont cette double vocation et ils participent à ces différentes fonctions qui ne sont pas toujours compatibles. Les économistes néo-classiques raisonnent alors en termes de coût d'opportunité et traitent cette concurrence entre fonctions par le calcul du coût marginal d'opportunité.

En tout état de cause, une question importante qui se pose concerne l'intérêt d'engager des moyens financiers importants pour des actions de RRR dont la rentabilité économique immédiate est faible mais dont on suppose que les générations futures seront peut-être bien contentes d'en bénéficier. Les économistes vont jusqu'à parler de valeur de non usage ou valeur d'existence associées aux concepts de prix d'option ou de quasi options. Il s'agit alors d'un problème d'allocation intertemporelle de ressources dont la résolution pose de nombreuses difficultés en raison de l'absence d'informations fiables sur les préférences futures des agents économiques et donc sur l'intérêt que représentent dans l'avenir les actifs naturels, soit pour entrer dans des combinaisons productives, soit pour être l'objet de consommation finale et sur la connaissance scientifique des dynamiques environnementales concernées.

Actifs naturels faisant l'objet d'une demande finale en tant que bien de consommation

Ce n'est pas le problème essentiel en zones déficitaires, mais dans le cadre d'une solidarité intergénérationnelle on peut en tenir compte. La question peut se poser plus clairement si l'on intègre une valorisation marchande de ces milieux, par le tourisme par exemple.

La mesure de la variation de la valeur d'un service associé à un changement de qualité correspond à la variation de ce qu'on nomme le surplus du consommateur. Ce surplus est la différence entre le prix maximal d'un bien et le prix effectif de ce bien (en l'occurrence le coût unitaire de RRR).

Mais ceci implique que le problème de la révélation des préférences par les individus soit résolu. Comment faire avouer au consommateur potentiel ce qu'il est prêt à payer.

On peut se baser sur l'observation des comportements et des choix des individus : la demande peut être estimée à partir de biens et services de substitution que l'on peut trouver sur un marché, ou bien sur des évaluations données par les individus que l'on interroge (c'est le fameux consentement à payer ou à recevoir). Il s'agit dans ce dernier cas d'une mise en œuvre de méthodes d'évaluation contingente.

Dans le premier cas, on dispose de modèles permettant d'évaluer ces prix à partir de la variation du surplus du consommateur. Ainsi, en l'absence d'incertitude sur l'intérêt porté à un bien, on utilise par exemple la méthode des prix hédonistiques (ex : le prix d'une terre située près d'une source d'eau, le prix d'une maison bénéficiant d'un paysage exceptionnel, comparé au prix d'une maison identique dans un lieu plus banal...) ou la méthode des coûts de transport engagés par un individu pour bénéficier d'un certain type d'environnement (forêt, bord de mer, zone d'altitude en été pour les pays chauds...), cette méthode convenant bien pour estimer la demande de biens de récréation.

Si la demande n'est pas affirmée de manière objective et concrète, l'économiste en est réduit à supputer l'existence de cette demande sans vérifier réellement qu'elle existe et sans savoir si elle va évoluer. La méthode d'évaluation contingente consiste à interroger les individus sur ce qu'ils sont prêts à payer (et sous quelle forme, taxe, droit d'entrée...) par exemple pour l'amélioration de la qualité de l'environnement. On voit bien les risques et les limites d'une telle méthode (sous/surestimation des préférences avec le phénomène des passagers clandestins surtout si c'est la puissance publique qui propose à tous les ayants-droit d'une zone sur laquelle sont prévues des actions de RRR, une participation financière...). Le niveau d'information sur les résultats réels de la RRR va également influer sur les réponses.

Dans certains cas (préservation de la biodiversité, restauration de certains écosystèmes, mise en place des Parcs Nationaux ou de Réserve de la Biosphère), l'utilité pour les générations futures est la principale motivation (la Restauration-Réhabilitation peut correspondre à cette perspective). Certains auteurs parlent alors d'options ou bénéfices de non usage ou de valeur d'existence.

De fait, les spécialistes [1] considèrent que la valeur d'existence est justifiée essentiellement par le risque d'irréversibilité, ce qui est souvent le cas en zone aride et semi-aride. Les actifs naturels ainsi restaurés ou réhabilités sont alors à considérer plutôt comme des biens publics [5].

On pourrait dans ce cas songer à appliquer l'approche par vote : les individus d'une région (circonscription administrative) sont invités à indiquer leurs préférences en la matière par une sorte de référendum. On imagine les difficultés et les risques d'une telle méthode...

Actifs naturels entrant dans un processus de production

On se place ici dans le cas de la RRR ayant par exemple pour but essentiel la remise en état d'un potentiel productif agro-sylvo-pastoral dégradé (par érosion hydrique, éolienne ou dégradation de la végétation spontanée...).

La valeur des services obtenus ne passe pas par la fonction d'utilité des agents mais est révélée au travers d'un processus de production. Les actifs naturels sont donc facteurs de production.

Dans certains cas, on disposera d'indicateurs de prix : par exemple lorsqu'il y a des prix administrés (ex : les eaux domaniales) ou des prix observés pour certaines ressources rares faisant l'objet d'une appropriation ou d'un contrôle du droit d'accès à ces ressources (droits d'eau, droits d'accès aux parcours...). On pourrait mettre dans ce cas les jessours ou les oasis en zone désertique en tant qu'écosystèmes productifs qui peuvent être vendus ou loués...

Dans les autres cas (les plus nombreux) les indicateurs de prix impliquent un calcul économique.

Les modèles proposés se répartissent entre ceux qui s'appuient sur la mesure des variations du seul surplus du producteur et ceux qui prennent aussi en compte le surplus du consommateur. Toute intervention publique du type RRR relève plutôt de la deuxième approche puisque les fonds publics engagés visent à réparer les dommages causés à l'environnement en tant que support d'un système productif agro-alimentaire dont les effets se répercutent aussi au niveau du consommateur, soit parce que ce dernier contribue financièrement par les impôts, soit parce qu'il en bénéficie du fait de l'existence de biens agro-alimentaires supplémentaires qu'il faudrait éventuellement importer.

Enfin, notons que très souvent la recapitalisation en actifs naturels débouche sur une valorisation à travers différentes fonctions et que la question de l'allocation intertemporelle peut être également prise en compte. On peut donc dans ce cas tenter d'évaluer la valeur capitalisée de l'actif livrant des services à partir des demandes relatives à ces services et sur un nombre élevé d'années. La difficulté consiste alors à apprécier sur une assez longue période l'intérêt de maintenir ou non certaines fonctions. Cela nous ramène à la question de la fiabilité de l'information et de la validité des hypothèses sur la stabilité des comportements des utilisateurs.

L'analyse de la viabilité et de l'efficacité économique des projets de RRR

Après avoir indiqué les différentes méthodes permettant d'approcher l'évaluation monétaire des actifs naturels, il est possible d'envisager le problème de la viabilité des projets de RRR.

Les outils disponibles relèvent généralement de l'analyse coûts/avantages et donc de techniques relativement éprouvées.

En effet, il s'agit de faire l'inventaire exhaustif des coûts des interventions et actions puis des bénéfices attendus ou observés *ex-post*. Le plus difficile consiste souvent à prendre en compte les coûts induits non envisagés, soit dus aux erreurs techniques des projets, soit à une catégorie de coûts dits coûts de transaction liés aux processus d'apprentissage (par les acteurs locaux) accompagnant tout aménagement. Malgré son

apparente simplicité, l'inventaire des coûts directs peut s'avérer difficile et besogneuse du fait de la complexité des opérations et de la multiplicité des intervenants et des bailleurs de fonds, nationaux ou internationaux.

En dernier ressort, si les coûts totaux engagés sont relativement aisés à calculer (à l'exception des coûts de transaction et de formation difficiles à prévoir) la valeur totale des biens et services obtenus par la RRR dépend de la fiabilité de l'évaluation monétaire des composantes non marchandes de cette valeur économique.

Enfin, on peut chercher à optimiser le bénéfice social égal à la valeur totale des biens et services regagnés moins le coût total de RRR selon le schéma classique (Figure 1).

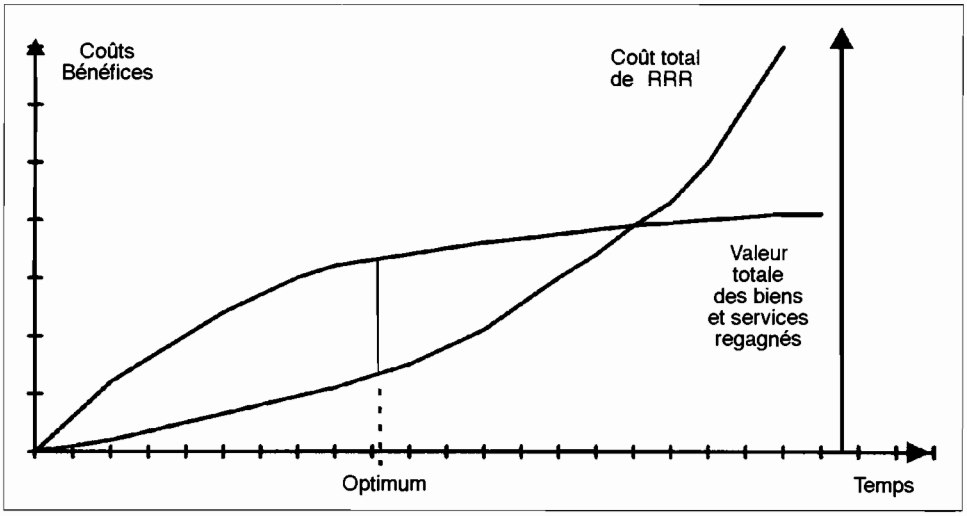


Figure 1. Optimisation du bénéfice social attendu d'une action de RRR.

Les difficultés et limites de ces évaluations économiques

On notera l'intérêt de ces approches quand la RRR concerne des ressources naturelles cessibles dont le rôle, dans une fonction productive ou environnementale, est identifiable, et quand son coût est relativement aisé à établir. Ces ressources naturelles, dans le cas des zones arides, sont essentiellement l'eau, les sols, la végétation. L'aménagement des épandages d'eau de crues, la protection des sols contre l'érosion éolienne et hydrique, l'aménagement des parcours, les reboisements, la protection de la faune sauvage sont des exemples classiques de RRR.

Il faut néanmoins introduire le temps dans le raisonnement et éventuellement tenir compte de ce que nous avons déjà évoqué : la solidarité intergénérationnelle, avec des difficultés quant aux valeurs d'option à prendre en compte. Des modèles séquentiels avec incertitude décroissante et acquisition d'information de période en période commencent à voir le jour.

- La mise en œuvre d'un projet de RRR va concerner plus ou moins directement des acteurs très divers et il faut donc se demander qui fait l'offre, qui est demandeur de RRR

et qui est concerné par leurs conséquences ? On va en effet perturber par les projets de RRR des stratégies d'acteurs souvent contradictoires. Il est important d'en faire un inventaire exhaustif, ne serait-ce que pour raisonner les choix entre plusieurs types d'aménagements en termes de coûts d'opportunité par exemple.

- Très souvent, en zone aride, l'intérêt et l'efficacité d'un aménagement sont liés d'une part à la prise en compte des perceptions, comportements et stratégies d'acteurs nombreux mais aussi à la nécessité d'équiper un ensemble territorial. Réaménager des "jessours" implique de prendre en considération l'ensemble du bassin versant par exemple. Protéger une route d'accumulation de sable ne concerne pas que le bord de la route, il faut traiter aussi les zones reculées d'où proviennent les transports sableux...

- Enfin, dans la genèse et la vie d'un projet de RRR, on se heurte souvent à des erreurs techniques coûteuses et à une incompatibilité entre les modèles d'aménagements proposés et les structures agraires qui sont censées en être le support. La gestion et l'utilisation des ressources naturelles et de l'environnement sont avant tout du ressort des acteurs locaux et éventuellement de l'ensemble des ayants-droit. La création de barrages de dérivation ou/et de périmètres d'amélioration pastorale avec des espèces non adéquates et surtout des règles d'utilisation non négociées avec l'ensemble des ayants-droit, en sont de bons exemples. C'est donc toute la question des aménagements parachutés, de la prise en compte de la mise en place et de l'entretien des aménagements par les acteurs locaux. Mais c'est aussi de manière plus générale se demander comment les acteurs locaux peuvent éventuellement, surtout dans le cas de la réhabilitation-réaffectation, s'approprier des innovations techniques et organisationnelles dans un contexte socio-économique en évolution.

Sur un autre plan, il peut y avoir contradiction entre une politique publique (nationale) de développement qui s'exerce au travers de systèmes de subventions, de soutien des prix, de fiscalité et qui, au regard d'une politique libérale, peuvent constituer des signaux pervers, et une politique économique imposée par la communauté internationale qui peut s'exprimer par des mesures d'ajustements structurels visant à mieux valoriser pour certaines productions agricoles locales des avantages comparatifs supposés. Dans l'un ou l'autre cas, des effets sur les ressources naturelles et sur l'environnement se manifesteront dont l'appréciation *ex ante* est toujours délicate.

Dans la suite, nous nous attacherons à montrer comment on peut aborder la question de la faisabilité sociale des actions de RRR.

La faisabilité sociale des actions de RRR

Quels critères d'évaluation ?

Beaucoup d'actions de RRR ont, à l'origine, été envisagées dans une perspective conservationniste (ex : travaux de CES, reboisement par les Administrations de pays développés ou en voie de développement de zones apparemment non utilisées).

De fait, compte tenu de la situation de déficit agro-alimentaire qui caractérise la plupart des régions arides et semi-arides et compte tenu des grandes options de politique économique des Etats concernés (atteindre un niveau élevé d'autosuffisance et de sécurité

alimentaire, équilibrer la balance des paiements, s'insérer dans les échanges mondiaux...), cette finalité conservationniste doit être dépassée.

Dans cet ordre d'idées, il faut admettre que la dégradation du milieu par les acteurs locaux n'est pas un acte gratuit : l'urgent est la production et la création de richesses.

Restaurer, réhabiliter et réaffecter un milieu dégradé doit donc, en priorité, conduire à redonner des fonctions productives plus importantes à ce milieu. Mais on a déjà évoqué le fait que les acteurs concernés peuvent être très divers : acteurs locaux propriétaires, locataires, ayants-droit, simples habitants d'une région, collectivités territoriales, Etat, Communauté internationale.

Plus généralement, une intervention de type RRR va rencontrer une réalité écologique économique et sociale locale plus ou moins structurée [6]. On parlera de système agraire. Il n'est pas inutile d'en rappeler la définition : un système agraire peut s'analyser comme un ensemble de relations de productions et d'échanges que la société entretient avec le territoire qu'elle met en valeur et avec le système social dont elle dépend. On comprend alors la nécessité de prendre en compte différents niveaux d'analyse [7] :

- l'écosystème cultivé et aménagé qui dépend des transformations historiques du milieu et des techniques disponibles,
- les forces productives mises en œuvre (moyens de production et forces de travail),
- les relations de production et d'échanges : rapports de propriété, relations marchandes, répartition des produits du travail entre groupes sociaux,
- les institutions, idéologies, politiques qui assurent la reproduction sociale du système agraire.

Chacun de ces niveaux d'analyse doit être également saisi dans sa temporalité et dans ses dynamiques d'évolution. L'approche systémique sous-jacente est l'outil le plus approprié pour prendre en compte les aspects spatio-temporels qui caractérisent les problèmes environnementaux [6, 8].

En conséquence, à propos de la faisabilité sociale de la RRR, on sera conduit à se poser la question de la compatibilité des modalités et des formes de RRR avec la dynamique des systèmes agraires. Il y a peu de travaux sur ces questions de compatibilité mais il y a surtout beaucoup de constats d'échecs. Entre les aménagements de jessours engendrés par le système social local (caractère durable du système productif local impliquant toute une organisation sociale) et dont la faisabilité était réelle dans le contexte de la chaîne des Matmata (S-E tunisien) et les mises en défens pastorales modernes, prescrites par l'Administration, dans un contexte foncier en pleine évolution avec des systèmes d'élevage en voie d'intensification et dont la durabilité est pour le moins peu assurée, il y a de grandes différences.

On peut donc à partir de ces considérations générales proposer quelques critères de faisabilité sociale de la RRR.

- Intérêt pour les différents acteurs locaux et décideurs institutionnels : est-ce un élément de la reproduction des systèmes de production, même si cela doit transformer les systèmes de production présents ?

- La durabilité de la RRR est-elle assurée ?

- Quel est le niveau de maîtrise, par les populations locales, des techniques accompagnant ces actions : passage par exemple du pastoralisme à l'irrigation ou à la culture ?

- Quel est le degré d'acceptation et d'appropriation des innovations organisationnelles induites par la RRR, par les acteurs locaux ?

- Quel est le degré d'adéquation entre les structures foncières et les modèles d'aménagements mis en œuvre ?

- Plus généralement, quel est le degré de compatibilité des actions de RRR avec les stratégies des acteurs locaux, d'une part, et des décideurs institutionnels porteurs d'intérêts supérieurs, d'autre part ?

Une approche suggérée pour rendre les actions de RRR socialement acceptables

Toute action de RRR, comme nous l'avons vu, va mettre en cause la légitimité des stratégies de certains acteurs au sein d'un système agraire complexe, qui en général à notre époque, est en pleine mutation.

La gestion des milieux ainsi constitués peut alors s'inscrire dans une démarche de gestion patrimoniale des ressources comme compromis ou résultat d'une négociation dont on peut préciser à ce stade les éléments principaux * [9-13].

L'objectif est de préserver la variété de la composition du milieu, ce qui peut correspondre en première analyse à la biodiversité et entretenir, pour des raisons de sécurité pour le futur, faute d'informations sur les besoins réels à venir, la variété des potentialités de leur usage. Il s'agit donc à terme de transmettre aux générations futures un patrimoine naturel en état de se renouveler mais qui ne soit pas figé.

L'Etat est le porteur des intérêts pour les générations futures. Néanmoins, l'Etat ne doit pas se substituer aux acteurs directement impliqués, il doit éviter la déresponsabilisation des populations locales et susciter au contraire une conscience patrimoniale chez ces acteurs.

Le type de gestion à mettre en œuvre doit conduire à gérer les ressources naturelles en bien commun, impliquant une pluralité d'acteurs mais susceptible de dépasser si nécessaire les découpages juridiques des droits de propriété.

L'expérience montre qu'il est important de définir avec les populations locales les règles et les moyens de gestion à mettre en œuvre en élaborant un langage commun et en définissant des lieux et procédures de négociation.

L'expérience montre également l'intérêt de mobiliser les connaissances sur les milieux à partir des connaissances des scientifiques mais aussi de celles des acteurs locaux. Le processus de négociation ainsi mis en œuvre réorganise et rationalise les modes de gestion traditionnels.

Si les moyens à mobiliser sont nombreux et en particulier si le coût d'acquisition d'information et d'apprentissage collectif est important, leur efficacité dépend beaucoup du fait que la négociation associe à la réflexion et aux interventions techniques les parties prenantes dès l'origine de l'action de RRR.

Cette démarche participative authentique, qui tend à rendre les acteurs autonomes et responsables, implique néanmoins un rôle essentiel de l'Administration qui doit faire valoir

* Ce paragraphe s'inspire fortement des travaux de Montgolfier et Natali [9], repris par O. Godard [10], ainsi que de nos propres travaux [11-13].

certains intérêts supérieurs et se porter garant de la mise en place et du déroulement serein de la négociation.

Dans la mesure où dans le cas de la RRR les opérations engagées sont coûteuses, pour des retombées matérielles à court terme réduites, il importe donc que l'Etat, par les moyens fournis mais aussi par la mise en place des procédures énoncées plus haut, suscite des retombées sociales positives : apprentissage social de nouvelles formes de pratiques agro-pastorales, dans une perspective de gestion durable des actifs naturels dans les zones arides et semi-arides du Maghreb par exemple...

Enfin, la négociation mise en œuvre doit aboutir, en échange des apports financiers de l'Etat, à un contrat avec les populations locales dont les termes doivent comprendre la nature des efforts à consentir de part et d'autre, les coûts, les techniques et les structurations induites.

Si la négociation semble une procédure adaptée à la gestion patrimoniale des milieux, l'acquisition d'informations objectives sur leur dynamique écologique, économique et sociale est une condition essentielle d'objectivation de certains éléments de cette négociation.

La mise en place d'un suivi, dans l'espace concerné et dans le temps, permet de corriger d'éventuelles erreurs de conception ou de réalisation et joue un rôle pédagogique essentiel auprès de l'ensemble des acteurs et décideurs s'ils sont effectivement associés à la démarche de suivi-évaluation. Des outils sont en cours d'élaboration, notamment à travers la mise en place de systèmes d'observation continue des principales mutations des petites régions concernées (cf. annexe 1).

Conclusion

Nous avons vu que l'évaluation économique des actions de RRR menées sur les zones arides ou semi-arides est une nécessité compte tenu, d'une part, de l'importance des crédits publics ou privés engagés et d'une relative rareté des ressources naturelles et, d'autre part, du risque d'atteindre au travers des différentes formes de développement des seuils d'irréversibilité mettant en cause l'existence même des sociétés rurales locales.

Cette évaluation passe par une meilleure connaissance de la demande sociale pour l'environnement et des bénéfices potentiels, notamment lorsqu'il s'agit d'identifier des priorités en matière d'amélioration de l'environnement (type RRR), d'évaluation des projets de développement et d'aménagement depuis leur conception jusqu'à leur mise en œuvre, ayant des effets sur le milieu naturel et plus généralement lorsque des politiques de développement économique sont mises en place et ont, quelles qu'elles soient, un impact environnemental indirect.

Le fait que l'on soit en présence de biens et services collectifs ou publics ne faisant l'objet d'échanges marchands que dans un nombre limité de cas impose de recourir à des méthodes impliquant des détours complexes.

Ce recours est une nécessité lorsqu'il s'agit d'évaluer des biens et services environnementaux faisant l'objet d'une consommation finale (biodiversité en tant que telle, paysages...). Il faut alors s'appuyer soit sur des marchés adjacents fournissant des valeurs repères (méthode des coûts de déplacement ou des prix hédonistes), soit sur des marchés

imaginés relevant de l'économie expérimentale, dans lesquels entrent les méthodes d'évaluation contingente (consentement à payer ou à recevoir de la part d'individus ou d'institutions), avec tous les risques de sous-estimation ou de surestimation que cela comporte.

Dans le cas où les biens et services environnementaux entrent dans une combinaison productive, on dispose, en apparence, de méthodes moins contestables relevant globalement des méthodes d'analyse coûts-avantages pouvant faire intervenir la mesure des dommages observés ou à venir, celle des profits attendus ainsi que de la variation de rente des facteurs de production (méthodes hédonistes).

Néanmoins, dans ces approches, la question de la prise en compte de la valeur intrinsèque du bien ou service concerné implique aussi des détours pouvant relever de marchés hypothétiques ou construits. Au-delà des coûts de mise à disposition et des externalités négatives liées à la surexploitation des nappes, quelle valeur économique intrinsèque peut-on et doit-on attribuer par exemple à l'eau (en grande partie fossile) du continental intercalaire en Algérie et en Tunisie ? Il est bien clair qu'actuellement l'absence de prise en compte de cette valeur occulte la nécessité d'assurer le caractère renouvelable de la ressource et ne conduit pas à une gestion rationnelle négociable avec l'ensemble des parties prenantes de cette ressource.

Sur un autre plan, une gestion rationnelle des actifs naturels par l'intermédiaire de différentes actions d'aménagement mais aussi d'amélioration de l'environnement type RRR, ne peut se concevoir que si les sociétés rurales locales qui auront à mettre en œuvre des actions sont associées à leur conception, à leur mise en place et à leur gestion. Nous avons vu l'intérêt d'une approche systémique et d'un système de suivi-évaluation associant les acteurs et décideurs locaux, privés ou institutionnels. Il restera néanmoins à voir les modalités de cette participation, notamment comment prendre en compte de manière équitable les intérêts en présence et sur quels mécanismes de délibérations et de décisions il faut s'appuyer.

Une telle approche amène à intégrer le temps dans la conception et la réalisation d'actions de RRR. Mais l'introduction du temps va au-delà d'une simple actualisation des flux financiers liés à une action de RRR. Elle conduit à envisager la transformation de la demande par l'offre et inversement et donc à introduire dans les évaluations les déplacements des courbes d'offre et de demande en biens et services environnementaux.

Enfin, cette approche oblige également à prendre en compte les coûts et les bénéfices liés à l'acquisition d'informations, à l'apprentissage et à l'appropriation d'éventuelles innovations qui généralement sont totalement sous-estimés sinon ignorés.

En dernière analyse, l'évaluation économique et l'appréciation de la faisabilité sociale des actions d'amélioration de l'environnement apparaissent très fortement complémentaires.

Annexe 1

L'intérêt de systèmes d'observation continue comme outils d'analyse prospective et d'aide à la décision : l'exemple des Observatoires de la lutte contre la désertification dans le Sud tunisien

Nous nous appuierons dans ce paragraphe sur une expérience qui est menée en Tunisie aride. Il s'agit de l'exemple des Observatoires de lutte contre la désertification en Tunisie du Sud (Opération conjointe de la Division des Sols du Ministère de l'Agriculture et de l'ORSTOM [14]).

Quelques principes de base

Nous pouvons résumer les principes qui ont été retenus pour cette expérience :

- choisir dans chaque gouvernorat (6 au total) une configuration écologique, économique et sociale locale caractéristique de situations courantes (installation d'oasis nouvelles, défrichement de zones steppiques, épandages d'eaux de crues, zones agro-pastorales...)
- se mettre en position d'évaluer les effets directs et indirects de la mise en place d'aménagements soit prescrits par la puissance publique (projets de développement), soit résultant d'une dynamique paysanne locale. Les effets à suivre peuvent être de nature écologique, économique ou sociale : les paramètres à mesurer sont donc de nature très diverse mais dépendent à chaque fois de la situation concernée (salinisation des sols, érosion hydrique, érosion éolienne, dégradation des parcours, mise en place d'un aménagement public, dynamique paysanne spontanée...) ;
- associer dès l'élaboration des critères et dès la mise en place des protocoles de suivi, les techniciens et les responsables locaux du développement rural, à défaut de pouvoir toucher les représentants des ruraux concernés ;
- former les techniciens chargés du développement agricole et rural au suivi des paramètres choisis (en général, il s'agit des techniciens des CRDA respectifs).

Cela signifie que les acteurs locaux et les décideurs sont d'accord sur une représentation de la réalité écologique, économique et sociale et notamment sur les évolutions lourdes, considérées comme déterminantes pour l'avenir des écosystèmes et des sociétés rurales locales à une période donnée.

La mise en place d'un protocole de mesures et de suivi

Ainsi 9 critères socio-économiques ont été identifiés de manière à pouvoir les mettre en relation avec les dynamiques écologiques mesurées sur les petites zones choisies (érosion hydrique des sols, érosion éolienne, salinisation, évolution de la végétation spontanée, évolution de l'usage agricole et pastoral des terres...).

Ces critères concernent la démographie, les implantations humaines et les investissements d'infrastructures d'une part, les systèmes de pratiques et d'activités agro-pastorales, la charge animale et les modalités d'usage des ressources naturelles (notamment les problèmes de conflits sur l'usage du foncier), les revenus agricoles, et le niveau et mode de vie des ruraux concernés d'autre part.

L'utilisation des données comme support à une analyse prospective

Chaque campagne de mesures doit, en bonne logique, donner lieu à un bilan périodique permettant d'apprécier le poids relatif des différentes variables qui interviennent dans les évolutions observées.

Il est possible alors, en fonction d'hypothèses vraisemblables sur le degré d'occurrence de nouvelles contraintes externes (politique macro-économique par exemple) ou interne (évolution des rapports entre différentes parties prenantes...), de déboucher sur une identification des scénarios d'évolution envisageables sur la zone.

A partir de ces scénarios, les responsables du développement sont en mesure de privilégier celui qui semble le plus attendu par les acteurs locaux (en supposant que la négociation peut avoir lieu avec des acteurs et décideurs véritablement représentatifs) et d'expliciter une véritable réflexion stratégique.

Une fois menée cette réflexion stratégique collective, il reste alors à élaborer des projets concrets (lutte contre la désertification, RRR, mise en place d'innovations techniques et organisationnelles...) permettant de renforcer la probabilité d'occurrence du scénario choisi, dont on peut penser qu'il vise à une gestion durable des ressources du milieu et donc à un développement soutenable.

Le bilan périodique réalisé sur la base des mesures effectuées dans le cadre de l'Observatoire peut conduire à identifier des éléments d'évolution non encore pris en compte et donc à réviser (ou améliorer) la batterie de paramètres de suivis. Cela peut aussi conduire à mettre en place des actions de recherche ou de recherche-développement spécifiques pour résoudre les problèmes non solubles avec les connaissances et savoir-faire disponibles.

Ces Observatoires ne sont pas encore une véritable structure de négociation au sens où nous l'avons exposé dans notre communication. Néanmoins, c'est une structure d'apprentissage au niveau des responsables techniques et d'élaboration de procédures permettant d'éviter le parachutage de projets d'aménagement (par exemple de RRR) et de développement, peu compatibles avec les systèmes sociaux locaux.

Références

1. Desaigues B., Point P. (1993). Economie du patrimoine naturel. Economica, Paris.
2. Desaigues B. (1990). Revue Economique. Economie de l'environnement et du patrimoine naturel. Vol. 41, n° 2, Paris, mars.
3. Henry C. (1974). Investment decision under uncertainty : the irreversibility effect. *American Economic Review* ; 64 : décembre.
4. Amigues (1987) Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales. Environnement et ressources naturelles ; n° 4, INRA Paris, avril.
5. Henry C. (1983). Public economics and the conservation of natural environment. Paris, Laboratoire d'économétrie, Ecole Polytechnique (n°A2560283), février.
6. Chassany J.-P. (1993). Un point de vue systémique pour l'analyse des économies régionales. In : *Agricultures régionales, concurrence et politique économique*. Tome I, Approche synthétique, INRA-ESR Montpellier : 229-242.
7. Bazin G., Chassany J.-P. (1986). *Quelles perspectives pour l'élevage ovin dans les montagnes sèches* ? Economie et Sociologie rurales. INRA Grignon, Montpellier.
8. Jollivet M. (1992). *Sciences de la nature, sciences de la société : les passeurs de frontières*. CNRS Editions, Paris.
9. Montgolfier J. (de), Natali J.-M. (1987). Le patrimoine du futur : approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles. Economica Paris (coll. Economie agricole et agro-alimentaire).
10. Godard O. (1990). Revue économique. Vol 41 : 4°2.
11. Chassany J.-P. (1994). Emergence et adaptations de formes de développement local : analyse de quelques expériences observées en moyenne montagne. Cahiers Options Méditerranéennes. Vol. 3, Territoires en mutations. CIHEAM, Montpellier.
12. Abaab A., Lamary M? (1984). Désertification et projet d'aménagement dans les régions arides du sud tunisien. Les cahiers du centre de Recherche en Economie appliquée n°4, Alger : 97-132.
13. Abaab A? (1994). Dynamique des systèmes fonciers et leur impact sur la gestion des ressources naturelles en zones steppiques maghrebines. Séminaire sur impact des systèmes fonciers et des modes de propriété et d'accès aux ressources sur la dégradation des terres et la désertification. C.R.D.I. Dakar, 7-9 mars 1994, Sénégal (26 p).
14. Floret C., Abaab A., Chassany J.-P., Pontanier R. (1991). Etude de l'impact des actions de développement et de la lutte contre la désertification. Rapport final projet TUN 88/004, Tunis.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 389-401.

23

Réhabilitation des terres et synergie agriculture-élevage au sein de systèmes de production modernisés en région sahélo-soudanienne sénégalaise

A. BULDGEN, M. PIRAUX, R. COMPERE

Faculté des Sciences Agronomiques/Gembloux, Belgique

Les résultats ci-après ont été recueillis au cours d'une expérimentation de longue durée qui a été conduite dans le cadre d'un projet de coopération belgo-sénégalaise intitulé : "Projet de Département des Production animales à l'Ecole Nationale Supérieure d'Agriculture (ENSA) - Thiès - Sénégal". Le Département de Thiès appartient à la région du bassin arachidier sénégalais qui couvre environ 50 000 km^2 entre les latitudes 13° 30' et 16° 15' Nord et les longitudes 14° 15' et 17° 15' Ouest (Figure 1). Cette région appartient à la fois aux domaines phytogéographiques soudano-sahélien et sahélien. Le climat est caractérisé par une seule saison des pluies (hivernage) allant de juin-juillet à octobre selon les latitudes. Des estimations récentes portant sur la répartition de la pluviosité à l'intérieur du territoire [1] montrent clairement que les normales pluviométriques établies pour les vingt dernières années ont baissé de 150 à 200 mm par rapport aux isohyètes établies pour la période 1931-1960. Ces travaux soulignent également la présence d'une zone à risque où la probabilité d'enregistrer 100 mm en moins que la moyenne est supérieure à 30%. C'est au sein de cette zone que l'expérimentation a eu lieu (Figure 1).

La végétation naturelle du bassin arachidier appartient à deux types physionomiques bien distincts : la savane arborée arbustive au Centre et au Sud et la steppe arbustive au Nord ou sur les sols superficiels. Elle est en grande partie remplacée par des cultures ins-

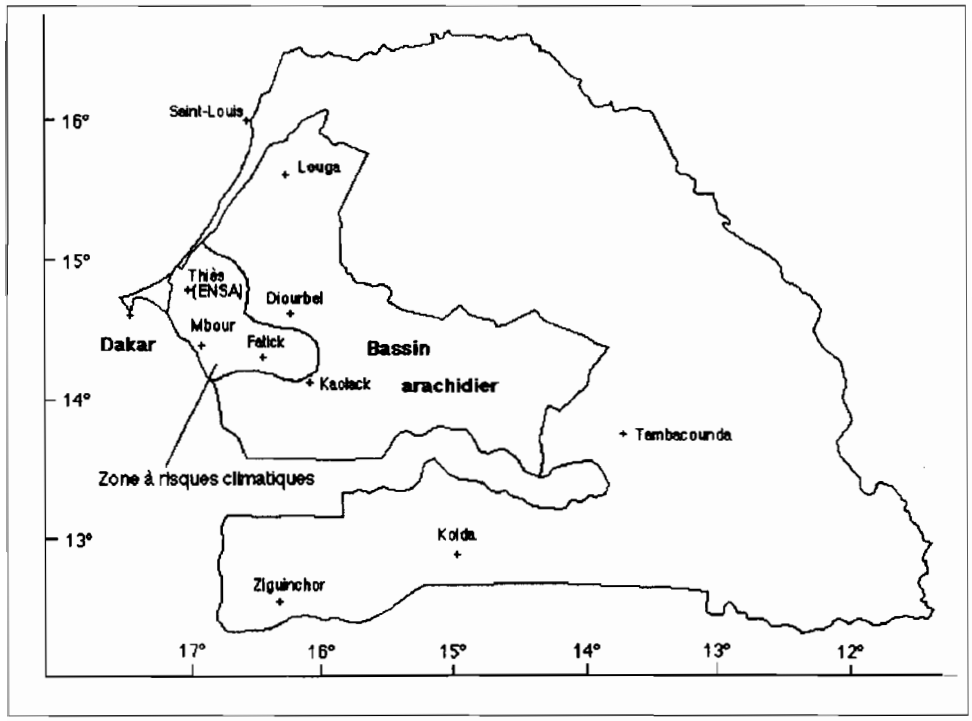


Figure 1. Localisation du bassin arachidier et de la zone à risques climatiques au sein de laquelle s'est déroulée l'expérimentation au Sénégal.

tallées sur les sols sableux car la moitié de la population du Sénégal, soit environ 3 millions d'habitants, est concentrée dans la région. Depuis 1970, toute la région subit l'emprise de phénomènes de désertification qui semblent s'accentuer au cours de ces dernières années. Le schéma à l'origine de la dégradation générale de l'environnement entraînant une baisse des revenus agricoles est classique : diminution de la pluviosité, croissance démographique élevée, pratiques culturales peu modernisées, diminution ou suppression de la jachère améliorante au sein des systèmes, surexploitation des peuplements ligneux et, finalement, épuisement des sols et accentuation des problèmes d'érosion.

Dans une zone telle que la partie centrale du bassin arachidier, où la pression démographique entraîne une saturation des superficies agricoles utiles, l'accroissement des productions passe nécessairement par une intensification des systèmes de culture. Une solution préconisée par de nombreux auteurs [2-6] consiste à réaliser une intégration des activités agricoles et d'élevage, en particulier lorsque le degré d'appauvrissement des sols est extrême.

L'expérimentation qui a été conduite au cours de 5 campagnes agricoles successives a été réalisée dans cette optique. Elle avait pour objectif, d'une part, d'évaluer les contraintes et surtout les risques techniques et économiques auxquels sont soumis les agro-éleveurs de la région et, d'autre part, d'identifier les itinéraires techniques qu'il est possible d'emprunter dans le cadre de systèmes de production modernisés, basés sur une

étroite synergie entre les activités d'agriculture et d'élevage. Par ailleurs, elle visait également à étudier les solutions qu'il est encore possible d'envisager en vue de réhabiliter les terres épuisées et de favoriser la mise en place de petits et moyens entrepreneurs agricoles, élément important de la politique agricole actuelle du Gouvernement sénégalais.

Matériels et méthodes

Le protocole expérimental qui a été élaboré n'est pas classique car il est basé sur une comparaison d'itinéraires techniques qui ont été adaptés indépendamment au cours du temps au sein de trois systèmes agricoles. Par ailleurs, le choix du matériel végétal et animal a été réalisé selon les disponibilités sur les marchés locaux et en fonction des recommandations de la recherche pour la région. Ces options ont été choisies de manière à comparer les systèmes en conditions réelles d'exploitation.

Les trois systèmes de production qui ont été étudiés de 1988 à 1992 peuvent être brièvement décrits comme suit :

- un Système Extensif Traditionnel (SET) ou système témoin calqué sur les conditions existantes en milieu paysan et expérimenté sur une superficie de 3 ha ; ce système est entièrement consacré aux cultures traditionnelles de mil et d'arachide avec peu ou pas d'apport de matière organique au sol et a recours uniquement à la traction chevaline ;
- un Système Intensifié par la Traction Animale (SITA) sur 7 ha ; ce système est réalisé en petite fermette modernisée utilisant la traction bovine et un polyculteur à haut rendement de fabrication locale ; dans la fermette, les installations destinées à l'élevage bovin sont dimensionnées de manière à permettre l'enfouissement de 20 T de poudrette de parc par ha tous les deux ans ; un amendement de 5 T de calcaires broyés (97 % $CaCO_3$) est également prévu tous les cinq ans ; une seule unité de travail, utilisant toutefois de la main-d'œuvre temporaire en pleine saison, assure le fonctionnement de l'exploitation ;
- un Système Intensifié par la Motorisation (SIM) sur 10 ha ; ce système est envisageable pour des exploitations de tailles nettement plus importantes (présence de tracteurs, d'une charrue réversible, d'un semoir à 4 rangs, d'une récolteuse-hacheuse de fourrages, etc.) ; la composante élevage y est représentée de la même manière que dans le SITA, mais en vue d'enfouir 25 T de matière organique par ha tous les deux ans ; la main-d'œuvre est fournie par l'exploitant et du personnel ouvrier temporaire ou permanent.

Un des éléments novateurs du SITA et du SIM réside dans l'introduction d'une culture fourragère temporaire d'*Andropogon gayanus* Kunth *var. bisquamulatus* (4 ha dans le SIM et 2 ha dans le SITA). Cette graminée vivace procure d'importantes ressources fourragères de bonne valeur alimentaire et améliore la fertilité des sols grâce au recyclage annuel d'une importante biomasse racinaire [7]. L'introduction de la sole fourragère à *Andropogon* constitue dès lors l'élément clé de toute la filière d'intensification.

Une autre particularité du SITA et du SIM réside également dans l'implantation de lignes brise-vent destinées à recréer un microclimat favorable à la croissance des cultures. La liste des essences utilisées comporte, par ordre d'importance : *Prosopis juliflora* (SW.) DC., *Acacia holosericea* A. CUNN., *Acacia nilotica var. tomentosa* (BENTH.) A., *Acacia sénégal* (L.) WILLD, *Eucalyptus camadulensis* DEHNH., *Acacia raddiana* SAVI et *Bauhinia rufescens* LAM.

Les différents systèmes culturaux ont été expérimentés sur des formations d'origine éolienne typiques des grands ergs aplanis datant du Quaternaire et situés au Nord et à l'Ouest du Sénégal (sols "Diors"). L'analyse granulométrique de 22 échantillons de sol prélevés au départ de l'expérimentation atteste d'une forte proportion de sables fins (52,4 % ± 4,8 % entre 0 et 20 cm et 51,2 % ± 4,5 % entre 20 et 40 cm) et de sables grossiers (28,2 % ± 5,8 % entre 0 et 20 cm et 29,1 % ± 3,5%) en surface. Par ailleurs, les indices de battance sont élevés, soit 6,5 ± 3,2 entre 0 et 20 cm et 8,2 ± 4,2 entre 20 et 40 cm. Selon Stancioff *et al.* (1986), ces sols ferrugineux peu ou pas lessivés et généralement acides présentent des aptitudes agricole et pastorale moyennes.

Dans le SET, un tiers de la superficie est réservé à une jachère naturelle d'une durée de 2 ans. Les travaux culturaux sont réduits au minimum de manière à imiter au mieux les pratiques paysannes de la région : brûlis des résidus de culture, grattage du sol pour la culture d'arachide, opérations de semis et de sarclage réalisées manuellement ou au moyen de la traction chevaline selon les cultures.

En principe, un labour de l'ensemble des superficies est prévu chaque année en SITA et en SIM. Dans ces deux systèmes, la politique générale de fertilisation retenue au départ de l'expérimentation sur la base de bilans de fertilité et des disponibilités du marché peut être résumée comme suit :

- application d'une fumure de fond sous forme d'engrais 8-18-27 sur l'ensemble des parcelles du SITA (100 kg par ha) et du SIM (200 kg par ha) ;
- apport fractionné d'urée (46 % d'azote) à raison de 100 à 200 kg par ha pour le SITA et de 200 à 300 kg pour le SIM ;
- utilisation de faibles doses d'engrais dans le SET lors d'années favorables.

Au cours des 5 années d'expérimentation, plusieurs modalités d'élevage ont aussi été expérimentées en milieu rural, dans les infrastructures du Centre d'Application de l'ENSA et au sein de la fermette réalisée dans le Système SITA. Les nombreux résultats techniques et économiques qui ont été obtenus ne peuvent évidemment pas être présentés et discutés à ce niveau. Pour de plus amples informations à ce sujet, le lecteur se référera aux publications qui sont d'ores et déjà disponibles [1, 8-10].

Résultats

Pluviosités

Les principales caractéristiques des hivernages (saisons pluvieuses) durant lesquels l'expérimentation s'est déroulée sont synthétisées sur le Tableau I. L'installation de la saison des pluies est définie comme étant la date du premier jour de pluie pour lequel la pluviométrie cumulée sur 3 jours atteint au moins 20 mm ; ceci, pour autant que cette date ne soit pas suivie pendant les 30 jours suivants par une période sèche de plus de 7 jours [11]. La période de sécheresse représente par ailleurs l'épisode sec le plus long enregistré durant la saison des pluies.

L'examen des données rassemblées sur le Tableau I montre clairement que le déroulement de la saison des pluies est extrêmement variable d'une année à l'autre. Si on se base sur la quantité de pluie et sa répartition au cours de l'hivernage, les différentes campagnes expérimentales peuvent être classées comme suit : 1989 (très bonne), 1990 (moyenne),

1988 (moyenne), 1992 (mauvaise), 1991 (très mauvaise). Ceci confirme que l'expérimentation s'est déroulée au sein de la zone à haut risque climatique identifiée par Buldgen *et al.* [12].

Tableau I. Caractéristiques des 5 saisons des pluies au cours desquelles l'expérimentation a été réalisée.

Années	Quantités de pluie (mm)	Répartitions des épisodes pluvieux	Nombres de jours de pluie	Périodes de sécheresse (jours)	Dates de début des pluies	Dates de fin des pluies
1988	515	Mauvaise	24	15	12 juillet	18 septembre
1989	570	Bonne	29	10	13 juin	7 octobre
1990	437	Moyenne	29	8	15 juillet	6 octobre
1991	249	Mauvaise	21	14	16 août	26 septembre
1992	365	Moyenne	27	20	14 juillet	7 octobre
Moyennes	427		26	13		

Rotations, assolements et opérations culturales

Eu égard aux pluviosités enregistrées au cours des différentes campagnes agricoles, plusieurs phases d'adaptation des systèmes culturaux ont dû être envisagées. Dès 1989, le SIM et le SITA se sont écartés du schéma traditionnel mil-arachide et des cultures de maïs et de sorgho ont été expérimentées. La même année, une sole de niébé (*Vigna unguiculata* L. Walp.) a été introduite dans les trois systèmes.En 1990, le SITA s'est très nettement orienté vers la diversification en adoptant un système de rotation céréale-culture à cycle court (*Hibiscus sabdarifa* L. ou bissap, sésame niébé). En raison des conditions climatiques désastreuses qui ont régné à partir de cette année, les cultures céréalières du SIM, initialement destinées à la production de grain, ont dû être reconverties en cultures fourragères. Par ailleurs, une culture bisannuelle de manioc a été expérimentée en SET et en SITA. Dans le SITA, cette culture facilite la réalisation d'un labour de début de cycle car le bouturage est effectué en milieu d'hivernage et la récolte a lieu en fin de saison sèche au cours des deux années suivantes. Enfin, la culture d'arachide n'a plus été poursuivie dans les systèmes améliorés en raison des faibles résultats économiques obtenus au moyen des variétés locales à cycle court.

En SITA, l'enfouissement de la matière organique a pu être réalisé tous les deux ans en adoptant la stratégie suivante :

- labour en tout début de cycle lors de pluies précoces en veillant à ne pas pénaliser le développement des cultures ;
- labour tardif lors d'hivernages défectueux pour les cultures à cycle court (niébé, bissap) et pour celles dont l'installation est tardive (manioc, *Andropogon gayanus*) ;

- labour de fin de campagne lors de pluies tardives, en évitant de compromettre le déroulement des chantiers de récolte.

A partir de 1990, la préparation des terrains pour lesquels un labour n'était pas programmé en SITA a été effectuée en sec au moyen d'un coutrier mis au point par le CIRAD/IRAT. La dislocation de la couche superficielle du sol au moyen de cet engin favorise l'infiltration des premières pluies et autorise donc des semis plus précoces.

Dans le SIM, le labour en sec n'a jamais été réalisé de manière à éviter la destruction de la structure du sol et les problèmes d'érosion [5]. Lors d'années favorables, un *chiselage* a toutefois permis d'accélérer l'avancement des travaux pour certaines parcelles lorsque l'enfouissement de matière organique n'était pas prévu.

Le programme de fumure minérale initialement prévu a dû être totalement révisé et adapté au régime des pluies. En années défavorables, les apports d'engrais ont été supprimés en SET et réduits au strict minimum en SITA et en SIM pour les adapter aux exportations escomptées.

Chaque année, de nombreuses parcelles ont subi des attaques parasitaires et des traitements ont dû être réalisés dans tous les systèmes. Les infestations les plus fréquentes sont : pucerons sur les légumineuses, *Raghuva* sp. et *Amsacta noloneyi* sur céréales, moisissures du grain sur sorgho, *Striga* sp. dans les cultures du mil en SET, attaques généralisées de criquets pèlerins et de sauteriaux en 1990. Compte tenu des investissements réalisés, les risques économiques occasionnés par ces attaques parasitaires sont nettement plus élevés en SITA et en SIM qu'en SET.

Productivité de la terre et du travail

Les rendements en grains, en fourrage et en sous-produits des différentes cultures réalisées au sein des trois systèmes sont présentés, sous la forme de moyennes établies pour les cinq années d'expérimentation, sur le Tableau II. D'une manière générale, les écarts-types qui caractérisent les moyennes sont importants. Ils témoignent de la variabilité climatique inter-annuelle du milieu expérimental. Globalement, on peut affirmer que tous les rendements croissent en fonction des conditions d'intensification. Certains résultats qui ne suivent pas cette tendance sont dus à des problèmes d'ordre technique notamment lors du démarrage des systèmes expérimentaux. Les rendements annuels des diverses cultures ne sont pas présentés au niveau de cette communication. Cependant, une analyse détaillée des données révèle que les possibilités d'intensification sont particulièrement intéressantes à partir d'un seuil de 400 mm de pluies lorsque celles-ci sont suffisamment précoces et régulièrement réparties au cours de l'hivernage. Le Tableau II suscite aussi les commentaires ci-après.

La culture de mil (var. Souna III) répond nettement mieux aux efforts d'intensification que les cultures de légumineuses. En SET, la moyenne générale sur 5 années apparaît relativement faible si on la compare aux résultats cités dans la littérature pour 400 à 500 mm de précipitations annuelles [4, 5, 13, 14]. Ceci provient du fait que les rendements ont été très faibles en 1991 et surtout 1992 en raison de conditions de pluviosité particulièrement défavorables lors de ces années. En ce qui concerne les cultures à cycle long telles que le maïs et le sorgho , seule l'année 1989 caractérisée par un excellent hivernage a fourni des résultats analogues à ceux rapportés par Piéri [5].

Tableau II. Rendements moyens obtenus durant les 5 années d'expérimentation (moyennes ± écarts-types).

Productions	Systèmes	Productions principales (kg par ha)	Sous-produits (kg ms/ha)
Mil (grains et pailles)	SET	232±198	1 047±767
	SITA	807±332	2 877±648
	SIM	799±228	3 557±502
Maïs (grains et pailles)	SITA	1 457	1 700
	SIM	2 908	1 500
Sorgho (grains et pailles)	SITA	706	3 000
	SIM	3 826	2 600
Arachide (graines et fanes)	SET	229±153	402±274
	SITA	355±67	850±410
	SIM	577±102	1 410±440
Niébé (graines et fanes)	SET	423	279
	SITA	155±20	231±89
Bissap (pétales)	SET	200 ± 59	
	SITA	257 ± 112	
	SIM	218	
Manioc (tubercules)	SET	908 ± 385	
	SITA	1 015 ± 375	
Sésame (grains)	SITA	352 ± 84	
A. gayanus (fourrage)	SITA	2 044 ± 1 276	
	SIM	4 617 ± 3 543	
Cultures annuelles (fourrage)	SIM	4 816 ± 2 793	

Les effets de l'amélioration des techniques culturales sont relativement moins importants pour les légumineuses car les variétés utilisées localement sont à cycle court (var. 73-30 pour l'arachide et var. Mougne pour le niébé). Néanmoins, il est évident que les nombreuses attaques parasitaires ont fortement atténué les rendements que nous avons obtenus ; ce qui explique également les écarts par rapport aux résultats signalés par la littérature pour la sous-région [5, 15, 16].

Malgré le labour de début de cycle entraînant un retard d'installation des cultures dans le SITA, les productions obtenues dans ce système pour le manioc et bissap sont comparables à ceux du SET. Cela montre que l'intensification permet à la fois de maintenir, voire peut-être d'améliorer, les rendements de ces cultures et d'enfouir la matière organique nécessaire à la restauration de la fertilité des sols. Des conclusions identiques

peuvent être formulées en ce qui concerne le sésame. Cependant, cette culture souffre au cours des épisodes secs apparaissant en hivernage. En ce qui concerne ces trois cultures d'expérimentation récente, des recherches complémentaires sont nécessaires afin de justifier leur intérêt au sein des systèmes intensifiés.

La culture fourragère d'*Andropogon gayanus* n'a pas atteint les résultats moyens escomptés. Ceci résulte à la fois de problèmes d'implantation et d'exploitation qui restent malgré tout assez délicats et qui n'avaient pas encore été totalement mis au point lors du démarrage de l'expérimentation. Plusieurs expérimentations réalisées à grande échelle dans le Centre d'Application de l'ENSA au cours des mêmes années ont néanmoins démontré tout l'intérêt de cette culture. Sur la base de conditions climatiques équivalentes, les travaux de Dieng [7] indiquent que la jachère fourragère à *Andropogon* produit 4 à 5 fois plus que la jachère naturelle composée d'espèces annuelles à cycle court [17].

A propos de la productivité du travail, les temps de traction moyens augmentent avec l'introduction de la traction bovine (+50%) et diminuent dès qu'il y a motorisation des opérations culturales (-50%). Les temps de main-d'œuvre, quant à eux, diminuent fortement avec l'intensification pour les opérations de semis et de sarclage. Etant donné que les récoltes occasionnent de faibles besoins supplémentaires en heures de travail dans le SIM et le SITA, on observe globalement une nette amélioration de la productivité du travail dans les systèmes intensifiés. Cette économie au niveau des temps de travaux libère suffisamment la main-d'œuvre pour assurer l'entretien des animaux pendant la saison des pluies.

Effets de la synergie agriculture-élevage sur la fertilité des sols

Le Tableau III permet de comparer les principaux paramètres de fertilité de la couche arable entre les années 1988 et 1990 dans les trois systèmes, soit deux années seulement après le début de l'expérimentation. Les moyennes sont établies à partir de 22 échantillons prélevés en saison sèche, chaude, avant le démarrage des campagnes agricoles et des opérations d'enfouissement de matière organique.

Dans le SET, les problèmes d'acidité ont tendance à s'accentuer au cours du temps. La teneur en matière organique ne semble pas diminuer fortement en deux ans et la teneur en azote n'évolue pas non plus ; ce qui maintient un rapport C/N très faible variant de 8 à 13. Ceci s'explique sans doute par le fait qu'au cours de l'excellent hivernage 1989, des engrais ont été utilisés en SET. En effet, même dans des conditions extensives pour lesquelles l'efficacité des apports n'est pas maximale, une faible fumure minérale suffit pour accroître la biomasse racinaire produite [18]. Par ailleurs, l'installation de brise-vent autour d'une partie du site expérimental a peut-être limité les phénomènes d'érosion éolienne dans le SET comme dans les autres systèmes.

En SITA et en SIM, l'épandage de carbonate de calcium et l'enfouissement de fumier, alliés aux apports d'engrais minéraux, ont déjà produit un effet spectaculaire sur la fertilité du sol après deux années d'intensification. Dans les 40 premiers cm de sol, le redressement du pH apparaît limité, mais les analyses révèlent que les effets sont nettement plus prononcés entre 0 et 20 cm. Par ailleurs, les teneurs en matière organique doublent tandis que celles en azote ne diminuent pas. Par conséquent, le rapport C/N atteint des valeurs quasi idéales, supérieures à 20.

Tableau III. Résultats synthétiques des analyses pédologiques effectuées en 1988 et 1990 dans les trois systèmes expérimentés (moyennes ± écart-types).

	Profondeurs	Années	SET	SITA	SIM
pH KCl	0-20 cm	1988	4,6 ± 0,3	4,7 ± 0,4	4,6 ± 0,4
		1990	4,7 ± 0,9	5,6 ± 0,7	6,2 ± 1,0
	20-40 cm	1988	4,3 ± 0,2	4,3 ± 0,2	4,4 ± 0,1
		1990	4,0 ± 0,1	4,4 ± 0,4	4,7 ± 0,6
C en %	0-20 cm	1988	0,25 ± 0,03	0,19 ± 0,17	0,25 ± 0,07
		1990	0,27 ± 0,16	0,5 ± 0,17	0,51 ± 0,20
	20-40 cm	1988	0,09 ± 0,00	0,15 ± 0,08	0,16 ± 0,05
		1990	0,18 ± 0,10	0,37 ± 0,15	0,36 ± 0,07
MO en %	0-20 cm	1988	0,42 ± 0,06	0,34 ± 0,29	0,43 ± 0,12
		1990	0,46 ± 0,27	0,85 ± 0,27	0,76 ± 0,42
	20-40 cm	1988	0,16 ± 0,00	0,24 ± 0,12	0,32 ± 0,16
		1990	0,32 ± 0,18	0,64 ± 0,26	0,62 ± 0,11
N en %	0-20 cm	1988	0,021 ± 0,006	0,021 ± 0,010	0,020 ± 0,004
		1990	0,018 ± 0,004	0,024 ± 0,003	0,024 ± 0,009
	20-40 cm	1988	0,016 ± 0,002	0,014 ± 0,005	0,016 ± 0,004
		1990	0,016 ± 0,004	0,019 ± 0,003	0,016 ± 0,001
C/N	0-20 cm	1988	10,7 ± 0,6	8,9 ± 2,8	13,0 ± 3,3
		1990	14,4 ± 6,1	22,0 ± 9,0	22,5 ± 11,5
	20-40 cm	1988	5,9 ± 0,8	11,1 ± 5,3	10,2 ± 0,8
		1990	11,8 ± 5,2	20,0 ± 8,2	21,9 ± 4,0

Les analyses réalisées en 1988 montrent bien que l'expérimentation a été conduite sur des sols pratiquement épuisés, typiques de la région [4, 5, 18]. L'amélioration de la fertilité obtenue après deux années d'intensification résulte sans doute d'un effet combiné des fumures organiques et minérales et concorde parfaitement aux résultats signalés par Piéri [5].

L'évolution de la teneur du sol en matière organique dans les soles fourragères temporaires d'*Andropogon gayanus* a été étudiée sur les terrains expérimentaux de l'ENSA par Dieng [7]. A l'issue des deux premières années de mise en culture et sans aucun apport de matière organique, les résultats montrent que la régénération annuelle du système racinaire de la graminée apporte l'équivalent de 8 à 10 tonnes de fumier par ha tous les ans. Par ailleurs, cet enrichissement semble augmenter d'année en année. L'introduction de la

culture fourragère à *Andropogon* au sein des systèmes intensifiés permet donc à la fois de restaurer la fertilité du sol et d'assurer l'entretien du cheptel producteur de fumier pour les autres cultures.

Economie des systèmes

Les résultats décrits ci-avant permettent de dresser des bilans économiques qui se prêtent à des simulations en fonction de plusieurs itinéraires techniques et selon diverses conditions climatiques. De telles simulations sont certes riches d'enseignement. Elles indiquent notamment que le SIM est uniquement intéressant pour la production de fourrage qu'il est possible de commercialiser dans les grandes agglomérations à des prix très intéressants. C'est la raison pour laquelle le Tableau IV est limité à un bilan comparatif des systèmes SET et SITA dans les conditions réelles des 5 années d'expérimentation. Dans les deux systèmes, les profits assurés par des opérations d'embouches ovine et bovine ont également été inscrits. Ceux-ci ont été évalués sur la base des résultats obtenus à l'ENSA et en milieu villageois [1, 8-10] en tenant compte des ressources alimentaires disponibles au sein des deux types d'exploitation (SET et SITA). Par ailleurs, les éléments suivants ont également été considérés :

- en SITA comme en SET, pratique d'un système cultural diversifié, mais basé sur une autosuffisance en mil, au sein d'une exploitation occupant 8,3 ha (superficie moyenne d'une exploitation dans la région) ;
- aucune subvention du matériel et des intrants n'est envisagée et la rémunération de la main-d'œuvre est fixée à 500 FCFA par journée de travail ;
- la capacité d'élevage dans le SET, fixée à partir des quantités de résidus de culture et des productions de la jachère naturelle, s'élève à 0,20 UBT (Unité de Bétail Tropical d'un poids vif de 250 kg) par hectare ;
- dans le SITA, l'introduction de la culture fourragère temporaire et l'utilisation rationnelle des résidus de culture permettent d'élever la capacité d'élevage de la fermette modernisée à 1,2 UBT par hectare ; l'élevage est réalisé en parc à stabulation libre ;
- la capacité d'accueil en animaux est réduite d'un tiers dans les deux systèmes lorsque les précipitations sont inférieures à 400 mm.

Tableau IV. Estimation des profits annuels des systèmes SET et SITA (FCFA par ha) en fonction des conditions de pluviosité.

Pluviométrie	Inférieure à 400 mm	Supérieure à 400 mm
Productions végétales		
SET	2 000	22 200
SITA	1 600	34 200
Productions animales		
SET : ovins	12 200	21 500
bovins	3 400	6 500
SITA : ovins	33 400	61 800
bovins	20 700	57 800

Les résultats consignés sur le Tableau IV indiquent clairement qu'avec moins de 400 mm de pluies, l'intensification des productions végétales n'assure aucun profit supplémentaire. La situation est très différente pour les productions animales. En système traditionnel, l'élevage ovin valorise mieux les maigres ressources alimentaires et le pâturage aérien que les bovins. Même si les conditions climatiques sont peu favorables, les profits apparaissent fort intéressants. Par ailleurs, l'intensification multiplie les profits par 2,7 dans le cas des ovins et par 6 pour les bovins.

Au delà du seuil de 400 mm, l'hectare cultivé en SITA procure environ 1,5 fois les profits réalisés en système traditionnel. Cet effet bénéfique est néanmoins étroitement lié à la réponse très positive de la culture de mil à l'intensification. Quoi qu'il en soit, nos calculs montrent que le rapport des recettes sur les charges demeure identique en systèmes traditionnel et modernisé, soit une valeur proche de 1. Ceci indique que les profits supplémentaires procurés grâce au financement de l'amélioration des techniques culturales devront nécessairement être conservés pour maintenir le niveau d'intensification. Ceci n'est pas le cas pour les activités d'élevage [1, 8-10] qui valorisent très bien les surplus fourragers de bonne valeur alimentaire et apparaissent à nouveau nettement plus intéressantes que les productions végétales. Le poste alimentation représente en effet 60 % à 65 % du prix de revient de l'animal engraissé. Dès lors, toute amélioration de la valeur alimentaire de la ration distribuée a non seulement un effet spectaculaire sur les performances numériques et pondérales du cheptel, mais elle entraîne aussi des profits nettement plus importants. On constate également sur le Tableau IV que les différences de profits existant entre les ovins et les bovins ont tendance à s'estomper avec l'intensification lorsque la pluviométrie est favorable. Dans ces conditions, le rapport recettes/coûts dépasse généralement la valeur de 1,4 pour toutes les productions.

Conclusion

Le programme expérimental conduit à l'ENSA a permis d'identifier des itinéraires techniques et des éléments de diversification qu'il n'est pas possible de suivre en milieu villageois. Les résultats enregistrés avec des conditions de pluviosité très aléatoires montrent que la réhabilitation accélérée des terres agricoles du bassin arachidier sénégalais est encore envisageable lorsque les pluies sont suffisantes. Avec moins de 400 mm de pluies, il semble que la seule vocation recommandable soit l'élevage. Des aménagements et des systèmes d'exploitation des parcours assurant la sauvegarde de l'environnement doivent néanmoins être mis en œuvre à court terme. Dans les zones où le seuil de 400 mm est dépassé mais où l'occurrence des hivernages défectueux est élevée, l'intensification des productions végétales constitue un risque économique élevé. Dès lors, la protection du milieu et le maintien d'activités agricoles extensives réalisées en association avec des opérations d'élevage suffisamment rémunératrices demeurent les seules issues possibles si l'on n'envisage aucune intervention de l'Etat. Enfin, là où les pluies sont encore abondantes et régulières, la mise en place de systèmes modernisés, basés sur une étroite synergie entre les productions animales et végétales, est urgente.

Cette stratégie, qu'il convient d'adapter en fonction des différentes zones agro-écologiques du bassin, soulève toutefois un grand nombre de questions quant aux moyens à mettre en œuvre. Des solutions rationnelles ne pourront sans doute pas être identifiées et

diffusées sans la mise en place d'une réelle et constante collaboration entre le Gouvernement, les organismes d'encadrement et de crédit, les Institutions de recherche agricole (Figure 2). Dans le cas du bassin arachidier sénégalais, l'expérimentation conduite à l'ENSA montre que l'introduction d'une culture fourragère productive et améliorante constitue en réalité l'élément moteur de tout le système. Cette culture restaure la fertilité des sols et procure des revenus abondants au travers des productions animales. La rentabilité de ces dernières est en outre largement conditionnée par les coûts d'alimentation du cheptel. La gestion et la valorisation de tous les résidus culturaux disponibles dans l'exploitation apparaissent dès lors essentielles. Dans des conditions idéales, le redressement de la fertilité des sols est très rapide et la réhabilitation des terres peut être envisagée au travers de nouvelles orientations techniques qu'il faut étudier en fonction des conditions socio-économiques. Enfin, la mise au point d'un petit matériel agricole adapté et peu coûteux doit être réalisée en vue d'encourager la diversification des productions végétales et d'enfouir aisément la matière organique produite au sein des exploitations. Tous ces thèmes concernent à la fois la recherche à caractère fondamental et celle orientée vers le développement qui doivent également se consacrer d'avantage à l'étude des systèmes de production dans leur ensemble pour garantir la mise en place de moyens de crédits efficaces et durables. L'exemple traité dans notre étude montre en effet qu'au sein des zones agro-écologiques du bassin arachidier où les conditions pluviométriques autorisent une intensification des productions, un financement limité et orienté uniquement vers l'introduction ou l'intensification des productions animales et l'acquisition d'outils agricoles appropriés suffit pour garantir à la fois la réhabilitation du milieu, l'autosuffisance alimentaire des populations et le remboursement des crédits octroyés à condition de fixer les échéances des remboursements d'une manière judicieuse.

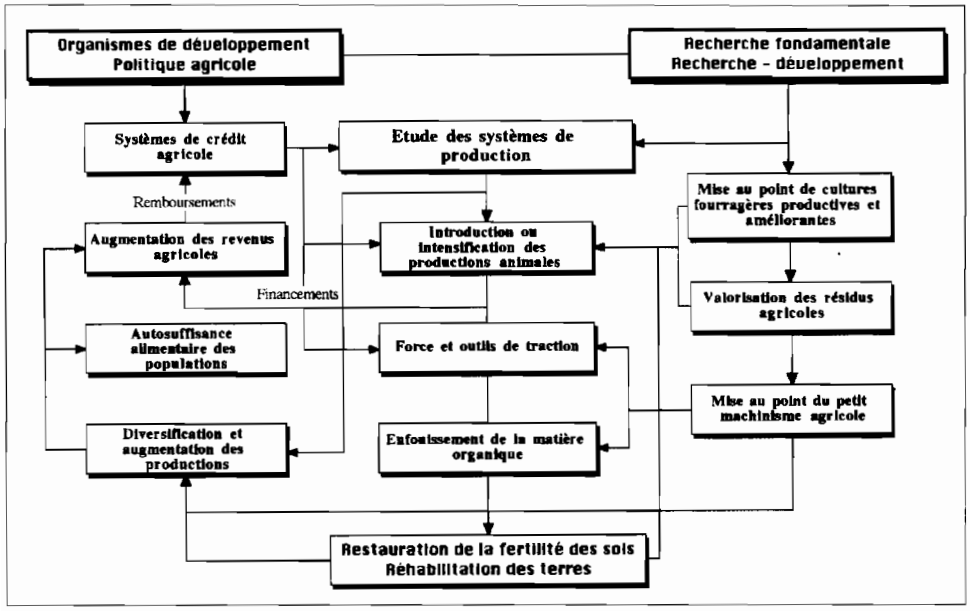


Figure 2. Stratégie identifiée en vue d'assurer la restauration de la fertilité des sols et la réhabilitation des terres dans la région du bassin arachidier sénégalais.

Références

1. Buldgen A., Piraux M., Delètre J.L., Compère R. (1990). Embouche de taurillons de race Gobra en milieu villageois. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 25(2) : 357-372.
2. Benoit-Cattin M. (1981). *Les unités expérimentales du Sénégal*. Montpellier, France, ISRA, CIRAD, FAC, Ouvrages collectifs (499p).
3. Lhoste P. (1987). L'association agriculture-élevage. Evolution du système agro-pastoral au Sine Saloum (Sénégal). Etudes et synthèse n°21, Paris, France, IEMVT (285p).
4. Dugué P. (1989). *Possibilités et limites de l'intensification des systèmes de culture vivriers en zone soudano-sahélienne. Le cas du Yatenga (Burkina Faso)*. Collection DSA n° 9, Montpellier, France, CIRAD (267 p).
5. Piéri C. (1989). *Fertilité des terres de savanes*. Montpellier, France, CIRAD-IRAT (444 p).
6. Compère R., Buldgen A., Steyaert P., Hellemans Ph. (1991). Maintien et restauration de la fertilité des sols en région sahélo-soudanienne sénégalaise par une association rationnelle des activités d'élevage et d'agriculture. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 26 (1) : 153-167.
7. Dieng A. (1991). Introduction de la culture fourragère temporaire d'*Andropogon gayanus* KUNTH var. *bisquamulatus* dans la fermette intensifiée du bassin arachidier sénégalais. Thèse de doctorat, FSAGX, Gembloux, Belgique (229 p).
8. Buldgen A., Ducrot D., Dumont D., Compère R. (1992). Etude des paramètres de productivité des élevages ovins améliorés du bassin arachidier sénégalais. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 72(3) : 25-33.
9. Buldgen A., Detimmerman F., Piraux M., Compère R. (1992). Les techniques d'embouche de moutons en région sahélo-soudanienne sénégalaise. *Rev Elev vét Pays Trop* ; 45 (3-4) : 321-328.
10. Buldgen A., Piraux M., Dieng A., Compère R. (1993). Mise au point de techniques d'embouche bovine villageoise dans le bassin arachidier sénégalais. *Rev Mond Zootech* ; 76(3) : 27-34.
11. Sivakumar M.V.K. (1991). Durées et fréquences des périodes sèches en Afrique de l'Ouest. Bulletin de recherche n°13, Niamey, Niger, ICRISAT (19 p).
12. Buldgen A., Piraux M., Compère R. (1994). Sécheresse dans le bassin arachidier sénégalais. Analyse SIG des nouvelles zones agro-écologiques et de certaines productions à risque. *Sécheresse* ; 1(5) : 51-56.
13. Wey J., Siband P., Oliver R., Egoumenides C. , Ganry F. (1987). Essai de régénération d'un sol de la zone arachidière du centre-nord du Sénégal. *L'Agron Trop* ; 42(4) : 258-268.
14. Bosc P.-M., Dollé V., Garin P., Yung J.M. (1993). Le développement au Sahel. Tome II : Recherches et techniques. Collection : Documents Systèmes Agraires, Montpellier, France, CIRAD (368 p).
15. Annerose D.J.M. (1991). Caractérisation de la sécheresse agronomique en zone semi-aride. II. Evaluation des formes de sécheresse agronomique de l'arachide au Sénégal par simulation du bilan hydrique de la culture. *Oléagineux* ; 46(2) : 61-65.
16. Dhery M., Dreyfus B. (1991). Trois traitements recommandés pour la culture de l'arachide au Sénégal : dénématisation, inoculation des semences par rhizobiums sélectionnés et apport de phosphogypse. *Oléagineux* ; 46 (5) : 197-205.
17. Compère R., Buldgen A., Lemal D. (1991). La jachère de courte durée du bassin arachidier sénégalais. *Bull Rech Agron Gembloux* ; 25 (3) : 357-372.
18. Choppart J.L. (1983). Etude du système racinaire du mil (*Pennisetum typhoïdes*) dans un sol sableux du Sénégal. *L'Agron Trop* ; 38(1) : 37-46.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 403-417.

24

La réhabilitation des espaces dégradés, une entreprise globale

M. ALIFRIQUI [1], A. BENCHAÂBANE [1], B. JAAFAR [2]

1. Laboratoire d'Écologie Végétale, Faculté des Sciences-Semlalia, Université Cadi Ayyad, BP S/15, 40000 Marrakech, Maroc
2. GTZ/ORMVA, Iagora, Maroc

Les écosystèmes très dégradés s'observent dans toutes les régions bioclimatiques du Maroc. Les états actuels de la végétation, essentiellement dans les zones arides et semi-arides (couvrant plus de 75 % du territoire national), révèlent la mise en place d'un processus de désertification dû à la détérioration interne du milieu et à l'avancée d'un front désertique sur une grande échelle. Ce phénomène a suscité plusieurs interventions. Les entreprises de reboisement et de réhabilitation des paysages dégradés doivent être intégrées dans une action globale et globalisante. Très souvent, ce sont des limitations d'ordre social plus qu'écologiques (statut des terrains d'intervention, tradition sylvo-pastorale des populations, ...) qui engendrent l'échec des opérations. Actuellement, certains projets de restauration des espaces dégradés sont menés parfois par des équipes pluridisciplinaires bien structurées, et dans d'autres cas ceux-ci sont envisagés comme une simple protection législative et juridique ou encore comme de petites mises en défens à accès interdit, de surface plus ou moins grande. Dans toutes ces situations, il est impératif d'intégrer la population dans le choix et les décisions d'aménagement de leur espace vital.

États actuels des peuplements de milieux arides et semi-arides

Grâce au suivi de deux programmes d'action de réhabilitation d'espèces autochtones au Maroc (Figure 1), l'*Acacia raddiana* (Savi) au sud pour lutter contre la désertification, et

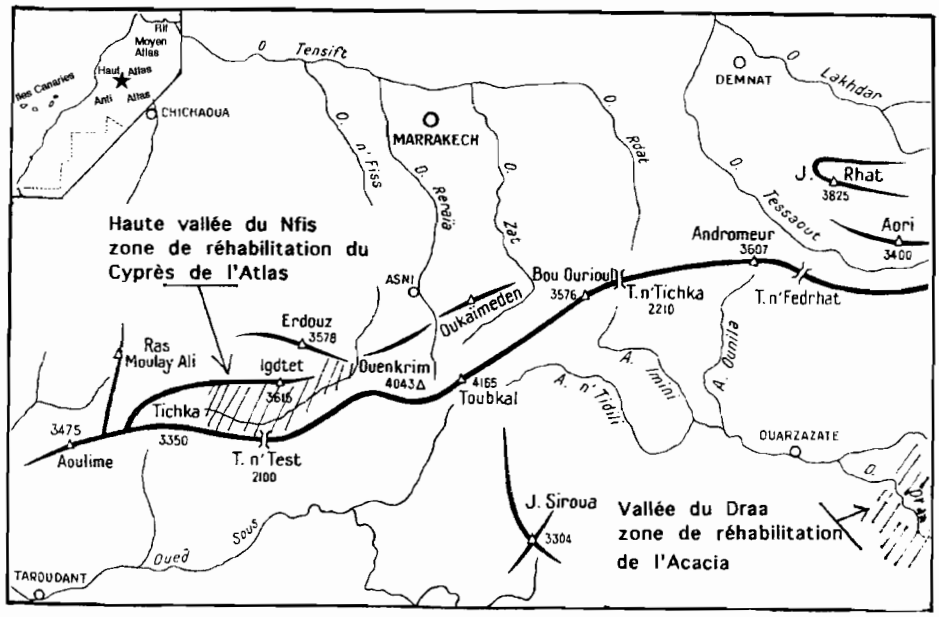


Figure 1. Situation, au Maroc, des entreprises de réhabilitation du cyprès de l'Atlas et de l'*Acacia*.

le Cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* Gaussen) en montagne sèche semi-aride (Haut Atlas occidental) afin de réhabiliter cette essence endémique dans son cadre naturel et préserver ces potentialités génétiques, on va essayer de démontrer les failles des entreprises incomplètes, qui ne tiennent pas compte de la réalité socio-économique particulière de zones marginales en cours de désertification.

Les acaciaies du sud marocain aux confins désertiques

Situation géographique et phytoécologique

Dans le sud marocain, la moyenne vallée du Draa est située à la retombée saharienne de l'Anti-Atlas central (Figure 1), elle est dominée par le grand massif du Jbel Bani. Le relief est constitué d'une alternance de crêtes montagneuses plus ou moins hautes (1 600m en moyenne), de larges plaines alluviales (Feija) et des regs caillouteux (glacis-terrasses) [1]. Du point de vue bioclimatique, la moyenne vallée du Draa se situe dans l'étage bioclimatique saharien moyen à hivers tempérés (69-74 mm de pluie et la moyenne des minima du mois le plus froid est de 4,3 °C). Le passage vers la variante bioclimatique supérieure du saharien à hiver froid est marqué par un changement de la végétation : la steppe à *Carthamus fruticosus* et à *Artemisia herba alba*, est relayée par une steppe arbustive à *Acacia raddiana*. Ces peuplements d'*Acacia* sont déjà signalés par différents travaux antérieurs [2-4] ; il semblerait que les acacias de la vallée du Draa ne sont pas tous de l'espèce *Acacia raddiana* [5]. Les études sont encore en cours pour mieux faire progresser la connaissance des acacias du sud marocain. La présence d'*Acacia ehrenbergiana* Hayne (au lieu d'*Acacia seyal*) en mélange avec *Acacia raddiana* dans la vallée du Draa est

actuellement démontrée [6]. Les acacias jouent par ailleurs un rôle capital dans la structure et l'équilibre des formations végétales désertiques en Afrique [7, 8].

Les groupements végétaux dans lesquels apparaît l'acacia sont répartis en fonction des unités géomorphologiques et des unités édaphiques [9]. La dynamique des sables joue aussi un rôle majeur dans la répartition de certaines espèces du cortège floristique, telle *Aristida pungens* qui est un élément charnière dans cette dynamique [10].

Les espaces steppiques à acacia jouent un rôle socio-économique complémentaire de l'exploitation des palmeraies voisines. C'est le lieu de pâturage, de récoltes de bois, de plantes médicinales et d'autres activités ethnobotaniques. Les acacias mêmes constituent également un fourrage très apprécié notamment des camélidés et caprins.

Dégradation de la steppe à Acacia raddiana

Depuis les années 1950 et 1960, la zone connaît une exploitation anarchique des ressources végétales. L'acacia est utilisé pour la fabrication du charbon de bois, les autres espèces arbustives et buissonnantes sont utilisées à des fins d'énergie et d'artisanat. Cette dernière activité consomme une grande partie du bois de la steppe, les potiers défrichent et déracinent toutes les espèces de la steppe sur tous les types de milieu. En période de disette, les acacias constituent les derniers fourrages disponibles. A ceci s'ajoute l'exploitation du parcours par les nomades, semi-nomades et les sédentaires. Ces groupes exploitent la zone depuis longtemps et parcourent toute la zone pendant une bonne période de l'année. Les processus de la désertification se sont manifestés par la dégradation de la steppe et la disparition de la série d'*Acacia raddiana* [11], la dégradation des sols et l'ensablement des palmeraies voisines y compris les infrastructures (habitations, réseaux d'irrigation et édifices touristiques). Actuellement, cette dégradation du milieu s'est accrue et apparaît comme irréversible ; la régénération est compromise. Les sols sont devenus battants, à bilan hydrique très déficitaire et les processus de salinisation et d'encroûtement augmentent, la productivité du milieu est devenue faible. L'aridité climatique entraîne une accentuation et une péjoration de ces phénomènes.

Intégration de la steppe dans un programme de lutte contre la désertification

Plusieurs programmes et projets, nationaux et internationaux, ont été lancés pour enrayer ce fléau et ses manifestations principales (ensablement, salinisation, dégradation des espèces ligneuses, faible productivité des parcours...). Le dernier projet en date est un programme allemand (GTZ) de lutte contre la désertification. Il prévoit un programme de lutte qui envisage la réhabilitation de la steppe et l'amélioration des parcours [12]. Les actions principales sont basées sur la multiplication et la régénération des espèces locales dont *Acacia raddiana* est une espèce de clef de voute. Les types d'aménagements proposés tiennent compte des conditions écologiques des milieux ainsi que des conditions sociales [13].

En effet, la population, peu consciente des problèmes de désertification, pose des contraintes. Les terrains sont collectifs et ce statut rend difficile toute intervention. Pour sensibiliser la population et la rendre consciente des problèmes de la désertification, des comités de développement se sont constitués au niveau de chaque zone d'intervention. Les aménagements se réalisent en concertation avec ceux-ci, des mesures de confiance

sont élaborées en vue d'une action participative de la population à l'effort de protection et de développement de la zone.

Actuellement, deux périmètres (environ 15 ha) sont reboisés avec *Acacia raddiana* dans la moyenne vallée du Draa (région de Zagora).

Difficultés de la réhabilitation de l'acacia

Dans la moyenne vallée du Draa, les conditions climatiques sont défavorables, les précipitations sont faibles (70 mm/an en moyenne), les vents desséchants sont fréquents. La variabilité des précipitations accentue la dégradation par des successions d'années sèches ou par des répartitions annuelles aléatoires. Les pluies ont souvent un caractère orageux avec de fortes intensités, favorisant le ruissellement et l'érosion de zones déjà très dégradées, accentuant ainsi le déficit hydrique général de la région.

Les facteurs édaphiques sont contraignants pour la réhabilitation d'autant que, dans la plupart des cas, on rencontre des contraintes liées à la salinisation avec parfois des accumulations gypso-salines de la nappe et, dans d'autres cas, la contrainte est liée à la structure morphopédologique du profil avec dominance de matériel colluvionnaire grossier et encroûté. Cependant, dans les zones d'épandage, les sols sont d'une texture équilibrée, sablo-argilo-limoneuse, à bilan hydrique plus favorable. Par ailleurs, le ravinement de plus en plus profond des glacis et cônes d'épandage (faciès le plus favorable à l'acacia) réduit d'autant les possibilités de maintien et de persistance des acacias.

D'autres contraintes sont d'ordre socio-économique, liées à l'exploitation des terres et à leur statut foncier. A l'extérieur de la palmeraie, les terrains collectifs appartiennent à des groupes reconnaissant chacun les limites avec son voisin [13]. Pour la remise en valeur de ces espaces, il a fallu tenir compte du statut foncier de ces terres. Ces terrains hors de la palmeraie sont uniquement exploités pour le pâturage et le prélèvement du bois. En effet, les groupes nomades et semi-nomades ont le droit de pacage dans toute la zone et privilégient des zones où la végétation subsiste encore en bon état, d'où la difficulté d'une intervention sans une stratégie adéquate.

Les prélèvements du bois de la steppe sont en grande partie destinés à l'activité professionnelle et particulièrement à la poterie. Dans la zone étudiée, les potiers consomment 165 T de bois par an, pour une production de biomasse estimée à 100 kg/ha/an [14]. La consommation du bois dans les autres activités y compris les ménages, se base essentiellement sur l'exploitation des palmes, 4,5 T sont utilisées par ménage et par an, ce qui correspond exactement à la productivité annuelle de la palmeraie en feuille sèche [15]. Ainsi, toutes actions visant à limiter l'exploitation du bois et autres produits de la steppe rencontre une résistance de la part de la population.

Sur le plan purement technique, le fait d'arroser les jeunes plans d'*Acacia* dans les périmètres de reboisement, outre l'aspect financier de l'opération, pose le problème de la réussite de l'ouvrage. En effet, les jeunes arbres ne développent pas d'enracinement profond, et par conséquent ont du mal à supporter les rigueurs climatiques après arrêt de l'arrosage. Khatteli [16], après discussion du problème, propose une technique d'irrigation en profondeur pour le reboisement sur sols désertiques.

La maîtrise des aspects écologiques et biologiques permet de préciser les possibilités et les contraintes que pose le milieu pour l'aménagement ; les aspects socio-économiques

permettent d'intégrer l'homme comme facteur principal qui gère l'espace dans sa globalité. Les comités de développement établis en vue de la sensibilisation de la population aux problèmes de la désertification de la moyenne vallée du Draa et à la recherche d'une forme de participation de cette dernière à l'effort de lutte constituent une démarche originale.

La cupressaie endémique du Haut Atlas occidental

L'espèce et la situation générale

Le cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* Gaussen) est une cupressacée endémique du Haut Atlas occidental marocain. Sa distribution actuelle se limite à la haute vallée du Nfis (Forêt de l'Arhbar et du Tizi n'Test) au sud de Marrakech (Figure 1). Son aire naturelle est limitée entre 1 100 et 2 200 mètres d'altitude, 30° 45' et 31° 5' de latitude nord et 8° 5' et 9° de longitude ouest, principalement sur le flanc nord du Haut Atlas. L'aire du cyprès s'étend également sur le versant sud du Haut Atlas où subsistent encore quelques stations très isolées, et parmi les plus belles du Maroc, notamment la station du cimetière d'Imin Ammas. Cette répartition du cyprès laisse supposer une extension passée plus étendue de l'essence [17]. Destremau [18], dans son étude sur les aires naturelles des principaux conifères marocains en vue de l'individualisation des provenances, dresse la liste détaillée de toutes les stations de cyprès de l'Atlas avec leurs caractéristiques physionomiques majeures et présente une carte de situation de ces stations.

Pendant longtemps, le cyprès de l'Atlas a été confondu avec le cyprès vert méditerranéen (*Cupressus sempervirens* L.). Il occupe une position particulière dans le Haut Atlas occidental marocain. Le cyprès de l'Atlas présente une vigueur de croissance, sous bioclimat semi-aride de montagne, des plus surprenantes [17, 19, 20]. La cupressaie, comme d'ailleurs le reste des formations boisées en Méditerranée du sud, subit une dégradation très forte [21-24]. Boudy [25] estimait sa superficie à 6 000 ha, dont 5 500 ha à l'état pur et 500 ha en mélange. A l'heure actuelle, la surface boisée de cyprès ne serait que de 1 485 ha [20]. Certes, il y a des différences notables d'appréciation de la surface couverte par le cyprès, mais la dégradation est partout très manifeste et il est certain que la disparition de la cupressaie est imminente. On comprend dès lors que le cyprès de l'Atlas soit classé sur la liste mondiale des dix-sept espèces forestières dont le patrimoine génétique s'appauvrit [26].

Le cyprès de l'Atlas subit actuellement, et sûrement depuis toujours, un traitement en têtards (production de perches). Les cyprès sont transformés en candélabres à multiples branches. Ces branches sont parfois d'assez fortes dimensions pour donner du bois de madriers ou charpentes. D'ailleurs le bois de cyprès est tendre, mais durable et propre à la construction, et à la menuiserie.

Cependant, sous l'action de pratiques anthropozoogènes (coupe de bois désordonnée et le plus souvent sous forme de délit forestier, défrichement, labourage sur de fortes pentes, surpâturage, non respect des mises en défens, etc...), on assiste à une tendance de steppisation d'espaces normalement forestiers ou préforestiers jadis. Ces écosystèmes se trouvent très affectés au niveau de leur productivité et de leur fonctionnement [27], et ne subsistent qu'aux stades de dégradation. Ce phénomène connaît une ampleur inégalée dans le Haut Atlas marocain, même s'il reste largement répandu en région méditerra-

néenne [23, 24, 28]. Le phénomène de déprise agricole que connaît la rive nord de la Méditerranée n'affecte pas encore les régions méridionales (Afrique du nord), l'homme est encore très lié à la forêt pour beaucoup de ses besoins. L'utilisation du gaz n'est pas encore une pratique assez courante dans les vallées du Haut Atlas [29]. C'est dans la forêt que la population puise l'essentiel de ses besoins énergétiques. Benchaâbane [30] présente une analyse détaillée de la consommation du bois dans différentes régions du Maroc (Tableau I). Il ressort de cette analyse que, bien que les prélèvements par ménage soient moins importants dans le Haut Atlas qu'ailleurs au Maroc et en Afrique, ils causent encore beaucoup de dégâts à l'environnement.

Tableau I. Consommation de bois de feu au Maroc et en Afrique (d'après [30]).

Régions	Sources	Consommation de bois de feu en kg/ménage/an
Rif	MARA-DEFCS 1980	10 000 à 17 100
Moyen Atlas	ENFI 1987 MARA	14 500 à 10 350
Haut Atlas	MARA-FAO	2 810
Plaines atlantiques	INAV UNICEF 1987	2 730
Régions présahariennes	Auclair 1987	2 810
Erdouz	Benchaâbane 1993	2 600
Fara-Poura (Burkina-Faso)	Y. Nouvellet IRBET/CTFT 1992	4 550

Un espace agro-sylvo-pastoral menacé

Traditionnellement, cet espace montagnard est exploité selon un mode agro-sylvo-pastoral particulier. Bourbouze [31] et Bencherifa [32, 33] définissent ce mode comme étant le mieux adapté à la rigueur et à la variabilité intrinsèque du milieu. C'est le mode qui assure le mieux l'existence des communautés humaines montagnardes et leur permet de tirer le meilleur profit des ressources naturelles et de doser leurs activités agricoles, sylvicoles et pastorales en fonction des aléas climatiques des saisons (transhumance bas pays - haut pays) et des années (cultures extensives ou intensives). Malheureusement, ce mode d'exploitation n'a pu résister à une démographie galopante qui a obligé les montagnards à surexploiter leur milieu. Le défrichement et les coupes de bois désordonnées sont venus à bout d'un capital et d'un milieu naturel qui a mis des siècles, voire des millénaires, pour s'édifier et se stabiliser. La perte des sols et la chute de la productivité des parcours en ont été les conséquences.

Faisant suite à cette situation, un certain nombre d'études ont été menées afin de mieux connaître et de déterminer les potentialités intrinsèques de cet espace. Il a fallu attendre les travaux de Destremau [18] sur l'individualisation des provenances des conifères marocains et ceux de Bellefontaine [19] sur la vigueur de croissance du cyprès de l'Atlas pour en savoir plus sur cette essence. D'ailleurs, ces deux auteurs lancent un appel, d'abord

pour la réhabilitation du cyprès [34], puis pour la conservation de cette essence dont le patrimoine génétique s'appauvrit [19, 26]. Là encore, on constate que c'est uniquement le réservoir génétique qu'on veut conserver sans aucune allusion à l'espace-berceau de l'essence en question. Par la suite, Alifriqui [17] a déterminé l'importance des capacités sylvicoles et le potentiel de productivité de cette essence en milieux semi-arides de montagne. Le cyprès est un arbre assez vigoureux qui résiste bien aux contraintes environnementales des zones marginales de la zone méditerranéenne.

Le cyprès de l'Atlas jouit actuellement du statut d'espèce rare protégée. Son exploitation est interdite. Mais un simple coup d'oeil dans la forêt de cyprès laisse voir une forte dégradation et un mauvais traitement des arbres ; ce sont là des pratiques délictueuses. La sévérité des pénalités du service forestier n'empêche pas une population nombreuse et démunie de ressources de puiser dans ce capital. Par ailleurs, le surpâturage occasionne de forts dégâts à la régénération, les jeunes plantules n'ont pratiquement plus aucune chance d'assurer le renouvellement des arbres et l'équilibre du milieu. L'existence de la cupressaie est donc assez compromise à moyen et long terme, sans une intervention adéquate assurant une bonne régénération.

Programmes de préservation

Jusqu'à nos jours, les forêts de cyprès n'ont bénéficié d'aucun aménagement spécifique, et la protection juridique seule est inefficace pour garantir la préservation du patrimoine génétique et la biodiversité de la cupressaie. L'encadrement forestier est également insuffisant pour veiller sur une grande surface (deux postes forestiers pour une surface d'environ 2 000 km^2 en montagne escarpée).

Depuis quelques années, la station de recherche forestière a sélectionné des semenciers et une banque de graines a été constituée. Le cyprès a été également utilisé dans certaines entreprises de reboisement dans son aire naturelle et ailleurs au Maroc pour constituer des *arboretums* (oued Cherrat par exemple, au nord du Maroc). Les essais de reboisement à base de cyprès de l'Atlas mélangé au pin d'Alep en milieux semi-arides de montagne, effectués entre 1980 et 1983 dans le Haut Atlas, ont montré la résistance de cette essence à une sécheresse, la plus dure qu'ait connu le Maroc (période 1982 - 1987). Pratiquement tous les pins d'Alep sont morts (dans les reboisements récents), alors que tous les cyprès de l'Atlas sont en bon état.

En 1992, l'administration des eaux et forêts a installé trois parcelles clôturées de mise en défens de quelques faciès de la cupressaie. L'objectif recherché est d'assurer sa régénération naturelle. Aujourd'hui, et deux ans après la mise en place de ces parcelles, il est difficile d'avancer des résultats concluants, mais il faut noter qu'aucune germination n'a encore été signalée.

Possibilités et entraves à la réhabilitation du cyprès de l'Atlas

Les propriétés intrinsèques du cyprès de l'Atlas plaident en faveur de la réussite de sa réinstallation dans son aire naturelle. Alifriqui [17] a démontré les facultés d'adaptation de cette essence ; elle peut croître sur des substrats rocheux pratiquement sans sols, à part les petites poches terreuses dans les fentes de rochers et les diaclases. La croissance du cyprès est caractérisée par une réponse rapide aux conditions favorables du milieu (une forte pluie par exemple), il développe rapidement un cerne très mince avec des trachéides

assez larges puis arrête brusquement sa croissance en fabriquant un mince bois final, cette formidable capacité de tirer le meilleur profit d'une ondée est unique. Le cyprès de l'Atlas supporte bien la dégradation, les formes en candélabres des arbres vivants en sont un bon témoin. Par contre, le cyprès de l'Atlas est incapable de rejeter de souche après une coupe à blanc-étoc, c'est son point faible. Cependant, c'est une espèce qui récupère facilement, sa vigueur lui permet de reprendre relativement vite son développement normal. A la station d'Idni (versant nord), mise en défens à la fin des années 1940, les cyprès ont mis douze à treize ans pour retrouver leur croissance normale [17] et ils sont actuellement parmi les plus beaux du Maroc (Figure 2). La dégradation a causé, et cause encore, une forte perte de productivité, dans la cupressaie d'Idni, avant l'avènement de la maison forestière,les pertes de production de bois ont été évaluées en moyenne de 60 % à 70 % [17, 35].

Les qualités techniques du bois de cyprès de l'Atlas sont bonnes ; c'est un bois utilisable en menuiserie et celui-ci est le seul capable de produire du bois d'œuvre sous les climats arides et semi-arides du Haut Atlas méridional. Un effort particulier doit être développé pour le réhabiliter d'abord dans son aire naturelle dans les différentes vallées internes, encaissées, sur le versant sud du Haut Atlas, et dans les régions méridionales du Maroc : Anti-Atlas et le Saghro. La préservation du capital génétique est une tache primordiale, les stations isolées actuellement recensées et répertoriées doivent servir de base à la constitution d'une banque génétique destinée à développer une race plus performante et plus productive de cyprès de l'Atlas. Mais la grande entrave à une réhabilitation réussie du cyprès reste l'exploitation abusive de l'espèce et son cadre naturel. Tant que la population restera à l'écart de ces entreprises, aucun programme ne peut réussir à long terme.

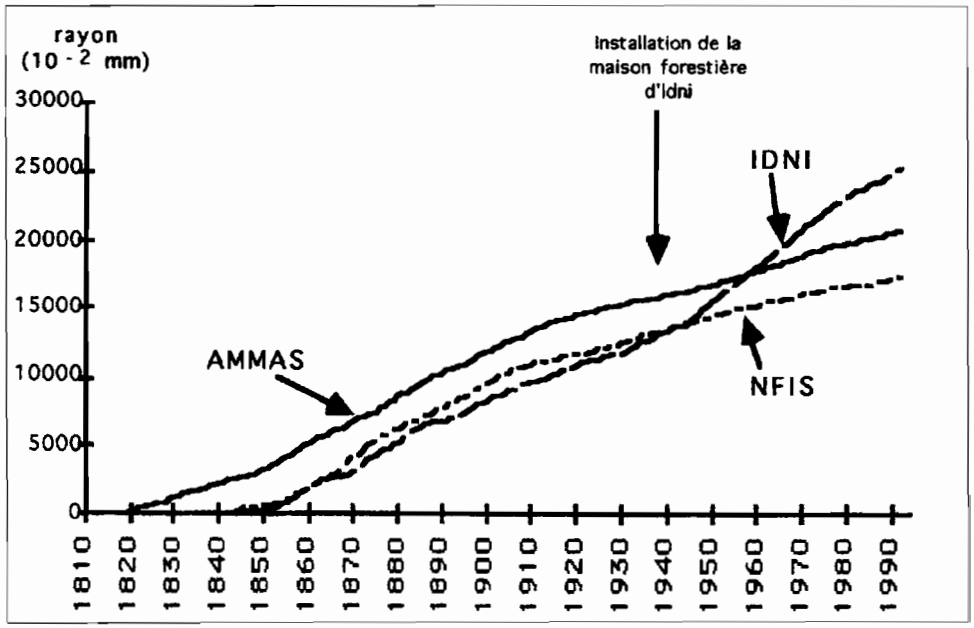


Figure 2. Courbes cumulées des accroissements radiaux de trois stations de cyprès de l'Atlas (année-courante). (D'après [17].)

Problèmes posés à la conservation et la réhabilitation des espaces dégradés : synthèses générales

Les principales entraves à la conservation des espaces naturels et la protection des écosystèmes sont d'ordre socio-économique et juridique. Les décideurs dans le domaine de la conservation de la nature, œuvrent dans un environnement écologique et socio-économique très complexe. En général, si elle n'est pas complètement hostile, la population n'est qu'observatrice des actions de protection et de restauration des espaces dégradés. Elle considére que ces actions constituent une obligation de limitation des droits d'usage et d'activités (pâturage, ramassage de bois mort,...). Les écosystèmes naturels dans ces régions marginales sont le siège de nombreuses activités de cueillette ou extrawisme [30, 36] et abritent également beaucoup d'espèces médicinales exploitables [37].

Le déséquilibre entre la productivité végétale des écosystèmes forestiers et leur exploitation par l'homme est fort. De ce fait, on assiste à une dégradation très manifeste qui a affecté ces écosystèmes au niveau de leur biodiversité, leur structure et leur productivité à la suite d'une altération très profonde des caractéristiques des sols [37].

Les exemples analysés ci-dessus nous permettent de dégager les constatations suivantes :

- Une espèce à protéger ou un espace à protéger. Les espèces font partie d'un milieu, mais les entreprises d'aménagement et de réhabilitation ne s'adressent le plus souvent qu'à la protection de certaines espèces rares ou menacées, par une simple action législative ou par de petites mises en défens à surface réduite.

- Problèmes de l'aire géographique à réhabiliter : le plus souvent l'aménagement se fixe comme objectif de créer une réserve implantée dans une ambiance déterminée. L'espace naturel et les éléments qui le composent fonctionnent en harmonie les uns par rapport aux autres. Le fait de créer une réserve ou une mise en défens à accès interdit, provoque la dégradation des espaces environnants. Le parcours et les prélèvements de bois se rabattent sur le voisinage immédiat faute d'accéder aux aires protégées. La réserve se retrouvera, à plus ou moins longue échéance, cernée par un désert improductif. Par ailleurs, si une simple protection juridique est instaurée, comme par exemple interdiction de couper le cyprès, alors que le pâturage est autorisé dans le même espace, ceci ne permet nullement d'assurer la régénération naturelle des espèces menacées.

- La vocation agro-sylvo-pastorale de ces espaces constitue un des éléments clés de leur préservation et leur réhabilitation. Il est impensable de vider les espaces dégradés de leur population, mais une rationalisation de leur exploitation et une réhabilitation de leur vocation agro-sylvo-pastorale apporteront de meilleurs résultats.

- L'homme enfin, exclu de l'entreprise de réhabilitation, doit retrouver sa place dans cet environnement qu'il a su modeler à ses besoins. Aucune entreprise de réhabilitation ne doit laisser de côté cette composante majeure du milieu. L'occupant rural, même illettré mais non ignorant, connaît très bien les péripéties et aléas de son environnement. C'est la clé de la réussite et de la durabilité de l'entreprise de réhabilitation, sinon l'homme se transforme en un obstacle et une entrave, sa participation est plus que souhaitée.

- Les composantes biologiques des écosystèmes des milieux arides et semi-arides sont dotées de pouvoirs particuliers et originaux pour résister aux diverses contraintes du milieu. C'est ainsi qu'elles récupèrent assez facilement leur croissance normale et leur

productivité après cessation des pertubations et des contraintes. Ce n'est pas le cas des sols, où une détérioration des structures et une forte érosion ne sont seulement récupérables qu'à très longue échéance.

Stratégie adéquate pour une meilleure préservation et réhabilitation des espaces et des espèces naturelles

Dans l'optique de définition d'une stratégie globale et globalisante de restauration et de réhabilitation des espaces dégradés, il est impératif de veiller au préalable à définir les finalités de l'entreprise de réhabilitation.

Deux points essentiels peuvent constituer les éléments de base de cette étape :

- définir, à partir des bases de données, des connaissances sur les écosystèmes dégradés et aussi sur les écosystèmes de référence, les conditions scientifiques de faisabilité de projets de réhabilitation écologiquement et socio-économiquement viables et durables ; la résilience de ces milieux étant très faible, des efforts particuliers sur les plans scientifiques et techniques doivent être déployés ;

- élaborer, à partir d'une approche globale, une opération intégrant aussi bien les données écologiques que socio-économiques. La complexité des relations qui interviennent dans la transformation de l'environnement dégradé et ses répercussions sur l'écosystème dans sa globalité constitue une des principales raisons et causes d'échec des entreprises de réhabilitation.

Objectifs et pertinence des programmes de réhabilitation

Les projets de développement rural, intégrant le plus souvent des programmes secondaires de réhabilitation des zones dégradées, sont fondés essentiellement sur l'identification et le transfert de techniques assurant l'augmentation de la production. L'analyse et le suivi de ces opérations de développement, en vue de conservation du milieu naturel, montrent que tout projet subit des dérives (résistances, adoption sélective) par rapport à ses objectifs initiaux, qui résultent des réactions du milieu social concerné. Ces diverses réactions mettent en évidence la nécessité de comprendre la structure et le fonctionnement de l'ensemble du système considéré, d'identifier les pressions d'ordre naturel, social, culturel, et économique qui déterminent ses composantes et leurs articulations, avant d'y imposer et d'y implanter des entreprises impulsées de l'extérieur. Cette analyse globale du système, posée en terme systémique en vue d'intégrer dans l'analyse les interactions de l'écosystème avec l'ensemble des systèmes en jeu (système écologique, social, culturel, économique), constitue ainsi une des conditions d'une politique de développement durable des espaces dégradés puisqu'elle permet de déterminer comment des transformations écologiques et environnementales réussies sont prises en charge par le système socio-économique local.

Plus spécifiquement, les objectifs des entreprises de réhabilitation des espaces dégradés doivent replacer les décisions et les pratiques des paysans dans le système de contraintes d'ordre physique, social, culturel et économique dont elles sont tributaires. Elle vise par ailleurs à identifier les stratégies mises en œuvre au sein de ces contraintes par les pay-

sans en vue d'atteindre les objectifs qu'ils se sont fixés. Ces connaissances permettent de déterminer et de développer des capacités d'innovations internes à ces systèmes agraires (nouvelles techniques agricoles et pastorales, réorganisation sociale, émergence de nouvelles activités, nouvelle perception du paysage, éducation écologique, etc.) et de rompre ainsi avec une conception qui les a longtemps considéré comme des systèmes figés, incapables de se transformer et d'être réceptifs aux programmes de mise en valeur et de réhabilitation de la vocation de leur espace naturel au moyen de leurs ressources propres. Le savoir ainsi accumulé est, à notre sens, indispensable au fondement d'une politique de développement, écologiquement et socialement viable, des régions arides et semi-arides dégradées.

Questions et méthodes d'approche

Pour réussir la réhabilitation des écosystèmes dégradés des zones arides et semi-arides, il faut répondre à deux questions :

- Quelles sont les pressions d'ordre naturel, social, culturel, politique et économique agissant sur les décisions et les pratiques des populations ?

- Quelles sont les stratégies positives, dans l'optique d'un développement durable, passibles d'être développées et entretenues par la population ?

La démarche à suivre pour répondre à ces questions doit articuler une approche écologique à une approche socio-économique. Au préalable, les observations de terrain et les analyses socio-économiques diverses permettent de dégager les composantes et la dynamique du système naturel, la perception paysanne du milieu et de ses transformations, l'organisation sociale et économique de l'ensemble de la communauté humaine. Sur ce plan, des innovations scientifiques, notamment le développement des techniques pédoanthracologiques (analyses des charbons des sols) [39], permettent d'affiner l'approche scientifique sur les potentialités réelles du milieu avant la dégradation [40]. L'ensemble des connaissances recueillies à ce niveau d'analyse permet ainsi de définir le cadre général dans lequel prennent place les pratiques particulières de la population et de mettre en évidence les contraintes d'ordre écologique, culturel, social et politique qui les conditionnent.

L'originalité de cette approche réside donc dans l'attention portée aux pratiques paysannes et des éleveurs visant à dégager les réponses amenées par les paysans par rapport aux transformations de leur environnement, ce qui revient à révéler les capacités d'innovation internes de ces systèmes. Une bonne part de la réussite des opérations de restauration des espaces dégradés réside à notre avis dans le profit qu'on peut tirer d'une action participative de la population locale.

Conclusions générales

Les espaces arides et semi-arides font face depuis plusieurs décennies à des transformations rapides de leur environnement tant physique que social. Le phénomène de désertification y est particulièrement actif en raison des caractéristiques climatiques de ces zones, ainsi que la surexploitation des ressources et du milieu physique lié à l'accroisse-

ment extrêmement rapide de la population. De ce fait, ces espaces concentrent tout particulièrement les enjeux et les défis de l'aménagement. Ils sont pris en étau entre, d'une part, la croissance démographique qui conduit à une saturation de l'espace cultivable et, d'autre part, l'extension des zones pastorales.

Dans le cadre d'une approche globale et globalisante de réhabilitation des espaces dégradés, de nombreux travaux ont mis en évidence l'influence des facteurs socio-économiques [41, 42]. Ces recherches ont montré la complexité de l'organisation des systèmes agraires et la nécessité de prendre en compte, non seulement sa dimension édaphique et technique, mais également les aspects socioculturels, politiques et économiques, si l'on veut comprendre les transformations des sociétés rurales et de leurs systèmes de production, qu'elles soient induites par des projets extérieurs ou issues d'évolutions endogènes.

Au cours des dernières années, de nombreux projets, se donnant pour but la reconstitution des écosystèmes dégradés des zones arides et semi-arides et l'augmentation de leurs productions agricoles et pastorales, ont abouti à des impasses en dépit des capitaux investis et de la bonne volonté des exécutants. Une meilleure connaissance des pratiques des agriculteurs, des conditions d'émergence des transformations de ces pratiques, du mode d'intégration de techniques allochtones par la population, ainsi que des facteurs de permanence des pratiques face à un environnement en constante transformation, manquait aux aménageurs. Par ailleurs, ces entreprises sont menées dans un environnement socio-économique passif s'il n'est pas hostile. L'introduction de nouvelles formes de protection de l'environnement et de nouveaux modes d'exploitation en vue d'intensifier par le travail la production agricole, doit en effet se fonder sur une connaissance de l'organisation socio-économique existante, si l'on veut qu'elle soit intégrée et entretenue durablement dans le système réhabilité.

Les écosystèmes des régions arides et semi-arides ont toujours eu une vocation agro-sylvo-pastorale [43, 44]. C'est le meilleur mode d'exploitation qui procure actuellement les meilleurs rendements, dans la mesure où il permet de mobiliser et de mettre en valeur les différentes ressources naturelles de l'espace par les mêmes communautés humaines. Ce sont les aléas climatiques et la morphologie du cadre naturel qui déterminent l'intensité et l'extension des pratiques paysannes.

La démarche d'intervention proposée dans ce travail suppose donc la mobilisation et l'articulation d'une pluralité de méthodes d'approche et de définition des objectifs de l'entreprise de réhabilitation en tenant compte essentiellement de la vocation de l'espace naturel en question. Il ne s'agit pas de faire preuve d'éclectisme théorique de la part des aménageurs, mais bien de répondre à une nécessité de la population pour que la mise en œuvre du projet de réhabilitation corresponde à son aspiration et qu'il puisse toucher à la globalité de l'œuvre.

La connaissance des composantes et de la dynamique du milieu naturel est abordée à travers une méthodologie permettant, à partir de critères géologiques, géomorphologiques, pédologiques, botaniques, ainsi que de critères d'utilisation du sol, de définir les unités géodynamiques qui déterminent les facettes du paysage. Cette analyse met en évidence, pour chaque unité identifiée, les potentialités et les contraintes qui les caractérisent en vue de leur exploitation et mise en valeur. Elle permet également, à travers l'étude détaillée des caractéristiques morphologiques, de dégager la dynamique érosive du milieu considéré.

Ce découpage du milieu naturel selon des critères scientifiques doit être confronté à la représentation de l'espace et à la fragmentation du milieu opérée par les paysans. Dans le cadre d'une étude des pratiques agricoles, il est indispensable de prendre en compte la perception du milieu par les paysans puisque cette perception détermine l'utilisation différenciée de l'espace ainsi que les pratiques agro-sylvo-pastorales qui y seront appliquées. Il s'agit ainsi de confronter les deux discours établis sur le milieu naturel, celui des scientifiques et celui de la population sur place. Cette approche permet de mettre en évidence la connaissance, la perception et le mode d'utilisation du milieu par les paysans, éléments clés pour une restauration durable des espaces dégradés.

Références

1. Riser J. (1988). Le Jbel Saghro et sa retombée saharienne (Sud-Est Marocain). *Note et du serv. géologique*, n°317.
2. Guinet P., Sauvage Ch. (1954). Les Hamadas sud-marocains. Botanique. *Trav Inst Sci Chérifien*, Sér Gén, Rabat, Maroc ; 2 : 75-167.
3. Hamza M.E. (1973). Sudan Acacias. *Forest research institute Bull* ; I, Khartoum (64p).
4. Nongonierma A. (1977). Contribution à l'étude biosystématique du genre *Acacia* Miller en Afrique occidentale. IV. Distribution bioclimatique des différents taxa. *Bull I.F.A.N.* ; sér A, 39 (2) : 318-339.
5. Darley J. (1982). Observations sur l'*Acacia* de la haute vallée du Draa (Maroc). *Bull Fac Sci Marrakech* ; 1(1) (sect Sc vie) : 17-19.
6. Bernard J., Darley J. (1983). Les acacias du sud marocain : limites Nord-Ouest de l'aire d'*Acacia ehrenbergiana* Hayne (*Mimosoideae*). *Bull Fac Sci Marrakech*, Maroc ; 2 (sect Sc vie) : 203-214.
7. Quézel P. (1965). *La végétation du Sahara du Tchad à la Mauritanie*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Masson et Cie.
8. Ozenda P. (1977). *Flore du Sahara*. 2ème édition. CNRS, Paris, France (622 p).
9. Dimanche P., Jaafar B. (1993). Consultation en écologie et planification de l'utilisation des sols. Rapp. Projet de lutte contre la désertification, GTZ/ORMVAO/Ouarzazate, Maroc.
10. Bendali E., Floret C., Le Floc'h E., Pontanier R. (1990). The dynamics of vegetation and sand mobility in arid regions of Tunisia. *Journal of arid Environments* ; 18 : 21-32.
11. Schoenenberger A. (1982). Les groupements végétaux de la zone saharienne. Écologie des espèces intéressantes pour la fixation des dunes et des zones érosives. Programme FAO, lutte contre l'ensablement des palmeraies. ORMVAO/Ouarzazate, Maroc.
12. Jaafar B., Alifriqui M. (1994). Les steppes à *Acacia Raddiana* (Savi) dans la moyenne vallée du Draa : leur écologie et leur intégration dans un programme de lutte contre la désertification. Actes des secondes journées de l'Arbre, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc (sous presse).
13. Ouhajou L. (1993). Étude des structures socio-spatiales du groupe cible. Rapp. Projet de lutte contre la désertification dans la vallée du Draa, GTZ/ORMVAO, Maroc.
14. Vignon C., Rozis J.F. (1993). Étude énergétique dans la commune rurale de Tamgroute. Rapport n°2, Projet de lutte contre la désertification dans la vallée du Draa, GTZ/ORMVAO, Maroc.
15. Toutain G. (1979). Éléments d'agronomie sahélienne, de la recherche au développement. GRET, INRA, cellule des zones arides, Paris.
16. Khatteli H. (1994). Une technique d'irrigation en profondeur pour le reboisement sur sols dunaires. *Sécheresse* ; 5 : 25-50.

17. Alifriqui M. (1993). Relation station-productivité du Cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* Gaussen) en vue de la conservation des ressources génétiques et l'utilisation dans les reboisements de montagnes sèches. Rapport AUPELF-UREF, Univ. Joseph Fourier, Grenoble, France (70 p).
18. Destremau D.X. (1974). Précisions sur les aires naturelles des principaux conifères marocains en vue de l'individualisation de provenances. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc* ; 14 : 1-90.
19. Bellefontaine R. (1979). Vigueur de croissance du cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* Gaussen) dans son aire naturelle et dans son aire d'introduction au Maroc. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc* ; 19 : 235-272.
20. Ech-Chamikh S. (1983). Productivité du thuya (*Tetraclinis articulata* vahl-Mast) et comportement du cyprès de l'Atlas (*Cupressus atlantica* Gaussen), dans le bassin versant du Nfis (Haut Atlas). Mémoire de 3ème cycle Agronomie, option : Eaux et Forêts, Inst. Agro. Vétér. Hassan II, Rabat, Maroc (127 p).
21. Achhal A., Akabli O., Barbéro M., Benabid A., M'Hirit O., Peyre C., Quézel P., Rivaz-Martinez S. (1980). A propos de la valeur bioclimatique et dynamique de quelques essences forestières au Maroc. *Ecologia mediterranea* ; 5 : 211-249.
22. Alifriqui M. (1993). La dégradation du couvert végétal dans le Haut Atlas de Marrakech : causes et conséquences. In : *African Mountains and Highlands* (2). Univ. Mohamed V, Pub Fac Let Sci Hum, série colloques et séminaires n°29, Rabat, Maroc : 319-329
23. Barbéro M., Loisel R., Quézel P. (1984). Rôle des facteurs anthropiques dans le maintien des forêts et de leurs stades de dégradation en région méditerranéenne. *CR Soc Biogéogr* ; 59 (4) : 475-488.
24. Barbéro M., Bonin R., Loisel R., Quézel P. (1990). Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio* ; 87 : 151-173.
25. Boudy P. (1950). *Économie forestière nord-africaine. Monographie et traitement des essences forestières*. Tome II, fasc 1. Ed. Larose : 764-771.
26. F.A.O. (1976). Fiches de renseignements sur les essences dont le patrimoine génétique s'appauvrit. Informations sur les ressources génétiques forestières, document forestier occasionnel, 1976/1, n°5 : 22-30.
27. Quézel P. (1976). Les forêts du pourtour méditerranéen : écologie, conservation et aménagement. UNESCO, Forêt et maquis méditerranéens, note technique du MAB ; 2 : 9-33.
28. Quézel P. (1980). L'homme et la dégradation récente des forêts au Maghreb et au Proche orient. *Naturalia monspeliensia*, n° hors série, Coll. fond. L. Emberger sur la mise en place, l'évolution et la caractérisation de la flore et de la végétation circumméditerranéenne, Montpellier, France : 147-152.
29. Auclair L. (1986). *La situation énergétique d'un village de Todgha (Sud du Maroc)*. ABF, AFME, ENGREF.
30. Benchaâbane A. (1994). Besoins en bois de feu en milieu rural : cas de la vallée de l'Erdouz (Haut Atlas). *La tribune du GERERE*, Maroc ; 10/32 : 7-12.
31. Bourbouze A. (1979). L'unité montagnarde expérimentale de développement intégré de la vallée de l'Azzaden (Haut Atlas central). I.A.V. Rabat, Maroc.
32. Bencherifa A. (1983). Land use and equilibrium of mountain ecosystems in the High Atlas of western Morocco. *Mountain Research and Development* ; 3(3) : 273-279.
33. Bencherifa A. (1988). Demography and cultural ecology of the Atlas mountains of Morocco : some new hypotheses. *Mountain Research and Development* ; 8(4) : 309-313.
34. Destremau D.X. (1971). Pour une réhabilitation du cyprès. *Bull Liaison Ingénieurs Forestiers* ; 4 : 55-60.

35. Alifriqui M., M'Hirit O., Peltier J.-P. (1994). Ampleur de la dégradation sur un peuplement arboré de montagne : cas de la cupressaie du Nfis (Haut Atlas occidental, Maroc). Actes des secondes journées de l'Arbre, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc (sous presse).
36. Benchaâbane A. (1992). Les différentes utilisations ethnobotaniques du chêne vert dans la vallée de l'Erdouz (Haut Atlas de Marrakech). Actes des Premières journées de l'Arbre. Fac Sc Marrakech, Maroc : 19-25.
37. Benchaâbane A. (1991). L'utilisation de quelques labiées dans la médecine traditionnelle chez les berbères de l'Assif de l'Erdouz (Haut Atlas de Marrakech, Maroc). *Rev Fac Sci Marrakech*, Maroc ; 5 : 82-94.
38. Tayaa M., Aboulabbes O., Merzouk A. (1992). *Transformation des terres de montagne au Maroc. Montagnes et forêts méditerranéennes, Agriculture et transformation des terres dans le bassin méditerranéen.* ICALPE, France : 29-36.
39. Thinon M. (1992). L'analyse pédoanthracologique : aspects méthodologiques et applications. Thèse Doctorat ès-Sciences Biologiques. Univ. Droit. Econ. Sc. Aix-Marseille (317 p).
40. Connell J.H., Slatyer R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *The American Naturalist* ; 111 (982) : 1119-1144.
41. Bourbouze A. (1981). L'élevage dans la montagne marocaine, organisation de l'espace et utilisation des parcours par les éleveurs du Haut Atlas. Thèse de Doct., I.A.V. Rabat, I.N.A. Paris, Grignon.
42. Zitan M. (1989). Éléments de réflexion sur l'agroforesterie au Maroc. *Revue de Géogr.* Maroc, 13(1), nouvelle série : 39-53.
43. Poupon J. (1980). L'aménagement et l'amélioration des parcours forestiers au Maroc. (2 parties) *Forêt méditerranéenne* ; I (2) ; 141-150 ; t II, n°1 (7 p).
44. De Ponteves E., Bourbouze A., Narjisse H. (1990). Occupation de l'espace, droit coutumier et législation forestière dans un terroir de l'arganeraie septentrionale au Maroc. *Les Cahiers de la Recherche Développement* ; 26 : 28-43.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 419-428.

25

Restauration des sols et politiques foncières en Tunisie : une interrogation

M.S. BACHTA

Institut National Agronomique de Tunisie

En Tunisie, la dégradation des sols agricoles est un processus relativement ancien mais suffisamment avancé pour constituer une préoccupation collective. Toutefois, les diverses mesures entreprises par l'Administration, depuis déjà plus d'une trentaine d'années, se sont soldées, selon les cas, par des échecs plus ou moins patents, tant en ce qui concerne la CES (Conservation des eaux et des sols) [1, 2] que la diffusion des techniques intensives de production [3].

Différentes explications à la modeste efficacité observée des efforts de restauration des sols ont été élaborées et avancées. Les méthodes d'approche, des paysans concernés par les travaux CES, sont depuis quelques années considérées par certains auteurs comme la variable la plus explicative. D'autres privilégient le manque d'intégration des aménagements proposés. En matière technologique, le traditionalisme des producteurs ainsi que leur aversion aux innovations sont aussi des raisons souvent avancées.

Sans ignorer l'importance de ces divers éléments, on s'interroge dans cet article sur le rôle que peuvent jouer les politiques foncières agricoles dans l'explication de la restauration observée des sols. Nous considérons que cette dernière est à réaliser à travers l'adoption d'un ensemble de techniques relatives aux différentes étapes du processus de production.

Les équations des prix de production [4] constituent le cadre théorique de l'analyse entreprise dans cet article organisé en trois sections assorties d'une conclusion générale.

La première section est consacrée à l'identification des méthodes de production offertes aux producteurs ; la seconde cherche à définir les mécanismes d'induction de ces méthodes ; la dernière section montrera comment des éléments de politique foncière peuvent influencer ces mécanismes d'induction et par conséquent le choix des méthodes de production.

Les méthodes de production disponibles

Notations et hypothèses de travail

La suite de cet article est basée sur les hypothèses et les notations suivantes.

La terre

Deux catégories de terre sont distinguées. La première à fertilité naturelle conservée est notée par *tc*. La seconde affectée par la dégradation a un niveau de fertilité plus faible, est issue d'une exploitation peu protectrice de la terre. Elle est désignée par *td*.

Techniques de production

Trois techniques de production s'offrent aux producteurs :
Tc est une technique intensive qui assure le maintien de la fertilité des sols ;
Td est une technique extensive qui dégrade les capacités productives des terres fertiles ;
Ta à l'opposé de *Td*, est une technique permettant la restauration de la fertilité naturelle des sols de la catégorie *td*.

Produits et facteurs

Le blé est l'unique produit considéré. Sa production est réalisée par le recours aux facteurs suivants : le blé, le travail et la terre.

Absence d'incertitude

Les choix des techniques de production ne prennent pas en compte le risque physique dû aux aléas climatiques. Cette hypothèse est équivalente à celle qui suppose que les producteurs ont la même aversion au risque et font face à la même variabilité des conditions climatiques. Quant au risque à associer aux prix, il est supposé sans signification dans la mesure où les prix sont fixés par l'Etat et annoncés aux producteurs. Soient p et w le prix du blé et le salaire journalier de la main d'œuvre employée.

Rendement d'échelle

Les rendements d'échelle sont considérés constants. De plus, on suppose que la demande en blé nécessite la mise en valeur de la totalité du stock de terre disponible. Seule la catégorie *tc* est initialement observée.

Par ailleurs, il doit être signalé que les besoins en terre pour la production d'une unité physique de blé diminuent selon qu'on utilise *Tc, Td* ou *Ta*.

Il ne sera pas tenu compte dans la suite de ce document du comportement différentiel des agriculteurs. De ce fait et compte tenu du contenu de l'hypothèse (i), il n'y aura pas de rente différentielle.

Il importe de remarquer que ces hypothèses de travail qui paraissent très restrictives sont en fait loin d'être irréalistes. En effet, si la rigidité des prix et des salaires est interprétée comme l'absence de mécanismes d'ajustement de ces variables en fonction des tensions sur les marchés concernés, ces hypothèses sont relativement proches de certaines conditions créées par l'intervention des Pouvoirs Publics

Les méthodes de production possibles

Dans le cadre des hypothèses de travail précédemment présentées, quatre méthodes de production du blé sont envisageables (Tableau I) :

- la première consiste à adopter la technique intensive sur une terre conservée (*Tc*tc*) ;
- la seconde traduit l'application de la technique dégradante à une terre encore fertile (*Td*tc*) ;
- la troisième combine à la technique extensive une terre déjà dégradée (*Td*td*). Elle assure en plus la conservation de l'état dégradé des terres mises en culture ;
- une quatrième permet la restauration des terres dégradées. Elle résulte de l'application de la technique amélioratrice à une terre dégradée (*Ta*Td*).

Signalons tout de suite que l'apparition de la ressource terre aussi bien en tant que produit et facteur n'est pas en contradiction avec la théorie des prix de production [4]. La formulation du Tableau I cherche à endogénéiser les catégories de terre. Les modifications de ces catégories sont traitées comme des produits.

La caractérisation des méthodes de production étant faite, il nous paraît important de comprendre comment les agriculteurs vont s'orienter pour choisir l'une où l'autre des quatre méthodes de production.

Tableau I. Caractéristiques des méthodes de production disponibles.

Méthodes	Facteurs mis en œuvre	Productions
1	blé + travail + terre conservée	blé + terre conservée
2	blé + travail + terre conservée	blé + terre dégradée
3	blé + travail + terre dégradée	blé + terre dégradée
4	blé + travail + terre dégradée	blé + terre conservée

Induction des méthodes de production

Cadre d'analyse et mise en équation des processus de production

Sur la base des hypothèses adoptées ici, la forme générale de l'équation du prix de production du blé se présente comme suit :

$$p = aj.p(1+r)+w.lj+sj.t. \qquad (1)$$

où : aj = quantité de blé nécessaire correspondant à une unité de blé par la technologie j,
lj = volume de travail engagé pour la production d'une unité de blé par la technologie j,
w, r = sont respectivement les taux de salaire et de profit,
t = taux de rente associé à la terre mise en culture,
sj = surface nécessaire à la production d'une unité de mesure de blé.

Mécanismes d'induction des méthodes de production

Etat initial

Initialement, tout le stock foncier est supposé être constitué par la catégorie et exploité par la technique Tc, c'est-à-dire que seule la première méthode de production est appliquée. L'équation (2) décrit cette situation :

$$p = aTc.p.(1+r)+w.lTc+sttc \qquad (2)$$

La vérification de (2) signifie que toutes les conditions sont réunies pour assurer la reproduction de cette méthode de production. Autrement dit, si aucun changement n'est observé au niveau des variables de décision, l'exploitation de tc par la technique Tc peut se perpétuer indéfiniment.

Par ailleurs, il y a lieu de remarquer que (2) décrit avec transparence aussi bien les conditions de production que de répartition du surplus dégagé. Dans un souci d'augmenter la transparence de la description du processus de production, on est conceptuellement mais aussi techniquement autorisé à ventiler les besoins en facteurs, aTc et lTc, en deux parties, l'une requise pour le maintien de fertilité physique des sols et l'autre garantissant la production de l'unité de blé.

Cette précision permet de réécrire (2) autrement :

$$p = g.aTc(1+ r) + (1-g)aTc.(1+r)\ (1-h).lTc.w + stTc \qquad (2^*)$$

Conditions d'induction des autres méthodes de production

La méthode dégradante, Td

En plus de l'exogénéité de p, r et w, nous supposons leur fixité. Quel serait dans ces conditions l'effet d'une augmentation exogène du taux de rente sur l'adoption des techniques de production ?

Dans le contexte décrit par ces hypothèses, l'augmentation du taux de rente ne peut s'opérer qu'au détriment du maintien de la fertilité naturelle des sols. En effet, étant donné la fixité de p, de r et de w et étant donné aussi que Tc est la technique la plus intensive

possible, la solution à la hausse du taux de rente ne peut être qu'une captation de la nature, pour reprendre la terminologie de Soubeyran [5].

En termes de l'équation (2*), cette captation de la nature est équivalente à une diminution des coefficients g et h et bien entendu une augmentation de tc.

La question qu'il convient de poser est de savoir si à terme (2*) restera vérifiée ?

La réponse à cette dernière question passe par l'analyse des conséquences de la diminution des coefficients g et h. Ces conséquences se résument comme suit :

- à terme, la fertilité de la terre va régresser pour donner naissance à un niveau de fertilité plus bas, la catégorie td. La baisse des rendements en blé constitue la conséquence logique de cette dégradation. A leur tour, les bas rendements impliquent une augmentation de s, la surface nécessaire pour la production d'une unité de blé.

- la constance de la demande de blé conjuguée à la baisse de la production est de nature à amplifier la tension sur le foncier et par conséquent la hausse exogène du taux de rente.

En somme, la situation va évoluer vers une aggravation de la tension sur le foncier qui se traduit par une augmentation plus importante du taux de rente. Deux scénarios possibles méritent d'être distingués :

Le premier est relatif au cas où la hausse du terme s_t dans l'équation du prix de production rend la valeur $[p - aj.p(1+r) - wlj]$ suffisamment petite pour que l'adoption de Td ne soit plus possible.

Dans une telle situation, p, w ou/et r s'ajustent à la baisse pour rendre possible un processus productif. Ces ajustements ne peuvent toutefois être pris en considération dans le cadre des hypothèses que nous avons adoptées. En tout cas ce premier scénario ne sera pas considéré.

Le second scénario autorise la mise en œuvre de la technologie Td. De cette manière, un nouvel équilibre peut avoir lieu et l'équation générale du type (1) sera vérifiée. C'est cette évolution que l'on prend en compte.

En conclusion, la hausse exogène du taux de rente a été à l'origine de la dégradation des sols et de l'instauration des conditions favorables à l'adoption d'une technologie épuisante et peu intensive d'exploitation de la terre. Il est frappant de constater que plus l'augmentation de t est grande plus la terre devient sollicitée, c'est-à-dire plus s est grand.

Mais la restauration peut-elle être envisagée dans ces conditions ? Il doit être précisé tout de suite que le système abandonné à-lui même pourra continuer à se reproduire sans aucune modification. De cette manière, l'adoption de la technologie amélioratrice, Ta, ne peut être envisagée. Quel serait le choc externe à même d'induire Ta ?

Induction de la technologie restauratrice

Etant données les hypothèses de travail adoptées, le seul choc externe pouvant être envisagé est une variation du taux de rente. A l'opposé du premier déséquilibre, on suppose ici une baisse de ce taux et on cherchera à en étudier les conséquences en matière d'adoption des techniques de production, notamment le recours à la technique amélioratrice. Il importe de préciser qu'avec cette baisse, on suppose que le taux de rente retrouve son niveau initial.

Dans le cadre des hypothèses susmentionnées, la baisse du taux de rente signifie que chaque propriétaire foncier reçoit une rente supérieure à ce qu'il aurait accepté comme loyer de sa terre.

Nous évacuons le cas où le propriétaire n'est pas le producteur direct. Dans un tel cas, en effet, l'exploitant continuera, à court-moyen terme à verser l'ancien taux de rente sans aucune modification des méthodes de production. Des mécanismes d'ajustement de ce taux se mettront en place. La rapidité de l'ajustement ainsi que son ampleur dépendront du caractère plus ou moins concurrentiel du marché de la location. L'influence de la variation du taux de rente sur les techniques de production serait alors à nuancer selon le fonctionnement de ce marché.

Qu'en sera-t-il dans le cas d'un propriétaire-exploitant ? Ce dernier aura à choisir entre :

- la poursuite de l'emploi de la technique *Td*, qui lui permettra de percevoir par unité de blé produite un revenu foncier égal à $(t_d + dt_d)$.
- le changement de T_d pour la remplacer par T_a et ce en affectant l'excédent de son revenu, *dt*, à la restauration de la fertilité du sol, c'est-à-dire amener les coefficients *g* et *h* à leurs valeurs de départ. Avec la réhabilitation des sols, l'adoption de *Ta* s'accompagne d'une réduction de s, la surface nécessaire à la production d'une unité de blé, soit *ds* cette variation de la superficie. Une telle baisse engendrera une augmentation du revenu de l'exploitant de l'ordre de *t.ds*

En définitive, la décision du producteur dépendra de son évaluation du coût du changement technique, soit *n.dt* et des avantages anticipés, soit *(n-m).t.ds* où *n* est la durée de la période prise en compte par le décideur et *m* le nombre de périodes élémentaires nécessaires pour la restauration de la fertilité des sols*.

Il est évident que les valeurs des coûts et des avantages élémentaires du changement technique sont à actualiser sur toute la période d'analyse. En fin de compte, la décision d'abandonner T_d au profit de T_a dépendra de *n, m, ds, dt* et du taux d'actualisation que le producteur prendra en considération. Ces variables sont à classer en :

- variables techniques non contrôlables par les producteurs ni par leur environnement, c'est le cas de *m* et de *ds* ;
- variable exogène à l'exploitant mais pouvant être maîtrisée par son environnement, c'est le cas de *dt* ;
- variables totalement subjectives, il s'agit de *n* et de la valeur du taux d'actualisation à prendre en considération.

En somme, nous avons pu montrer comment des variations du taux de rente deviennent dans certaines conditions les principaux déterminants des choix technologiques. Des politiques foncières dont le contenu reste à préciser sont-elles en mesure d'influencer l'évolution de la rente et les conditions susmentionnées ? Il convient de remarquer que les éléments de réponse à apporter à cette question sont de nature à montrer le pouvoir explicatif des politiques foncières dans l'adoption des méthodes de production.

---

* Ce calcul suppose que la réhabilitation des sols est obtenue d'une manière totale et instantanée après m périodes. On peut opposer à cette hypothèse une évolution lente mais graduelle.

Déterminants des choix technologiques et politiques foncières

Remarques préliminaires

Par politiques foncières, nous entendons l'ensemble des mesures entreprises par les Pouvoirs Publics en vue de limiter le libre exercice du droit de propriété par celui qui possède le fonds. Il est une évidence que ces mesures sont mises en œuvre dans le but de réaliser des objectifs socio-économiques en conformité avec les choix fondamentaux de la société concernée.

Dans le cas du présent travail, les mesures à concevoir et à mettre en œuvre viseraient la conservation ou/et la restauration des sols, et ce par la création des conditions favorables à l'induction des technologies du type T_a ou T_c. Autrement dit, ces politiques devraient être à même d'influencer l'évolution du taux de rente, de l'horizon de planification et du taux d'actualisation pour que ces dernières variables induisent l'adoption des techniques protectrices.

Quelles sont donc les mesures à mettre en application pour influencer *dt,* n et le taux d'actualisation i ?

Régulation des variations exogènes du taux de rente

Principales causes de ces variations

Diverses causes peuvent être à l'origine des variations du taux de rente. Les plus importantes parmi celles-ci sont :

- une aggravation de la tension sur le foncier qui peut être la conséquence d'une sollicitation accrue de la terre pour un usage agricole ou/et extra-agricole. Une concentration du foncier entre les mains d'un nombre relativement limité de grands propriéraires constitue une autre source de cette aggravation ;
- une politique de revenu mise en œuvre au profit des propriétaires fonciers est de nature à engendrer une hausse du taux de rente. Il va de soi qu'une telle politique est la résultante du poids socio-politique des paysans en tant que force sociale. Le rapport de force qui peut découler de ce poids peut justifier une exploitation parcellaire de la terre. Dans ce cas, la faiblesse de la taille de l'unité de production se trouverait compensée par l'accroissement exogène du taux de rente prévu par cette politique de revenu.

Comment, dans ces conditions, serait-il possible de concevoir des politiques foncières socialement acceptables à même de modifier les variations de ces causes ?

Eléments de politique pour gérer ces variations

Une limitation raisonnable de la propriété privée (avec plafond et plancher), assortie d'une protection légale du foncier agricole de tout autre usage extra-agricole abusif, est de nature à réduire la tension sur le foncier et, partant, à maîtriser les variations de la rente. En outre, il paraît essentiel que la cohérence d'ensemble entre politique de revenu et politique du foncier agricole soit une préoccupation permanente des concepteurs de ces politiques. La recherche d'une telle cohérence garantit la réalisation du meilleur compro-

mis possible à trouver entre les besoins d'une amélioration des revenus des propriétaires fonciers et les conséquences sur l'adoption des techniques de production.

Gestion du taux d'actualisation et de l'horizon de planification

Déterminants de ces variables

Il importe de signaler que ces variables sont de nature purement subjective. D'une part, il s'agit d'un taux d'actualisation implicite. Ce taux traduit les préférences inter-temporelles pour le présent des propriétaires fonciers, c'est-à-dire le prix en terme de revenu futur qu'ils exigeraient en contrepartie de la renonciation d'une consommation immédiate d'une unité de leurs revenus actuellement disponibles. D'autre part, la durée de la période sur laquelle cette actualisation est opérée reflète le degré de myopie de ces propriétaires fonciers agissant en tant que preneurs de décision. Il convient de relever la dépendance entre ces deux variables. En effet, d'une manière générale, les agents à objectif de planification limité ont une préférence assez prononcée pour le présent.

Certaines variables socio-économiques, telles que l'âge, le niveau du revenu actuel, la conception que l'on a de la pérennité de la famille, sont souvent avancées comme étant des déterminants importants de la préférence pour le présent et aussi de l'éloignement de l'horizon pris en compte lors d'une décision inter-temporelle. En effet, il paraît évident que, toute chose étant égale par ailleurs, les personnes les plus âgées aient une plus grande préférence pour le présent [6]. De même, avec des revenus particulièrement bas, les utilités marginales de la dernière unité de revenu sont relativement élevées. Il faut de ce fait l'anticipation d'une amélioration suffisamment importante pour qu'un agent économique accepte de renoncer à son utilisation immédiate. De plus, l'importance accordée par certains agriculteurs à la nécessité d'assurer la continuité de leurs noms et de leurs familles dans l'exercice de la profession d'agriculteur sur les terres des ancêtres conditionnent largement leur rationalité dans la gestion du foncier [7].

Eléments de politiques foncières pour gérer les variables subjectives

Deux catégories de mesures de politique semblent être requises en vue d'influencer correctement les variables subjectives sus-présentées. La première concerne le rajeunissement des exploitants agricoles, et ce en vue d'augmenter la durée de leur horizon de gestion du foncier. La seconde se rapporte à un aspect fondamental, à savoir le niveau des revenus agricoles autorisant des choix inter-temporels réalisés par les agriculteurs mais compatibles avec une exploitation protectrice du fonds foncier. Il est évident que ce niveau de revenu découle dans une large mesure de la politique globale de répartition des revenus du pays concerné, mais il peut être efficacement conditionné par les choix effectués en matière de structures de production tolérée ou/et encouragée.

En guise de synthèse des éléments de politique foncière

Le contenu d'une politique foncière agricole, tel qu'il peut être déduit des éléments précédemment présentés, s'articule autour de deux orientations fondamentales :

- une sauvegarde du patrimoine foncier agricole de tout détournement abusif vers d'autres utilisations financièrement plus rémunératrices, assortie d'une obligation de mise en valeur ;
- une gestion des structures de production permettant des revenus satisfaisants à une population ayant choisi d'être agricole. Ce choix peut avoir différentes significations : (1) être agricole peut vouloir dire avoir comme principale activité l'agriculture ; (2) une deuxième interprétation mettra l'accent sur la structure du revenu et notamment la part qui est d'origine agricole.

Pour la mise en application de ces orientations de base, une panoplie de mesures pratiques est à concevoir et à exécuter. Parmi celles-ci, on peut citer, à titre d'illustration, la réglementation du bail rural, la définition et la mise en vigueur des tailles "optimales" des exploitations et leur corollaires en ce qui concerne la gestion des héritages successoraux et des propriétés à l'indivision, la pratique du droit de préemption, l'interdiction d'usage non agricole de terres classées comme ayant une vocation agricole.

Au vu du contenu de ces éléments de politique, il peut être affirmé que leur conception collective, c'est-à-dire négociée et acceptée par au moins les principaux acteurs sociaux, paraît être une entreprise qui demeure problématique.

Conclusion générale

Il est crucial de rappeler la gravité du fléau que représente la dégradation des sols en Tunisie. En effet, de l'avis des experts, les sols sévèrement menacés occuperaient plus du tiers de la surface agricole utile. L'envergure des travaux de restauration, notamment de CES, témoignent de la prise de conscience de la nécessité d'endiguement de ce danger qui menace l'avenir des ressources édaphiques du pays. Toutefois, les efforts entrepris en vue de protéger ou/et de restaurer la ressource sol ont permis, dans le meilleur des cas, d'obtenir des résultats qui sont restés en deçà des attentes.

Le présent papier est consacré à une interrogation sur l'opportunité d'intégrer les actions de restauration des sols à une politique foncière plus globale à même d'en assurer la cohérence.

A cet effet, un ensemble d'hypothèses a permis de définir un cadre approprié d'analyse. Quoique d'apparence restrictive, ces hypothèses traduisent des conditions peu différentes de celles qui prévalent dans les faits, dans la mesure où la rigidité des prix et des taux de salaire et d'intérêt est interprétée comme quasi-indépendante de l'évolution du secteur agricole.

L'analyse entreprise a montré que l'adoption de méthodes de production à même d'assurer la conservation ou/et la restauration des sols est conditionnée par des variables telles que : le taux d'actualisation implicite des propriétaires fonciers, leurs horizons de prise de décision, les niveaux de leurs revenus et le besoin de les voir augmenter.

La politique foncière à mettre en œuvre, dans le but de créer l'environnement le plus favorable à l'adoption des techniques protectrices des sols, se trouve largement conditionnée par la répartition des revenus, notamment agricoles. En effet, les revenus jouent le rôle de variable pivot dans la détermination des structures de production à encourager. Ces dernières détermineront l'importance de la population que le secteur agricole peut

employer, le reste devrait être encouragé à s'adonner à d'autres activités. Il est clair que le choix de structures agricoles de production renvoie à des politiques économiques plus globales et à la conception de projets de société. Il n'est pas du tout évident que les exigences de la protection des sols en matière de structures de production soient conformes à celles requises par d'autres objectifs socio-économiques.

Ces remarques cherchent à montrer à la fois la nécessité d'une politique foncière adaptée mais aussi et peut-être surtout la complexité de sa conception et de sa mise en œuvre. Celles-ci dépendent dans une large mesure du poids socio-politique des agriculteurs. En effet, ces derniers, en se trouvant dans la position de dominés lors de leurs échanges avec leur environnement, chercheront, en vue d'augmenter les revenus résiduels qu'ils perçoivent, à capter la nature, c'est-à-dire à adopter des techniques qui restituent de moins en moins les prélèvements effectués sur la richesse naturelle des sols.

Références

1. Centre National d'Etudes Agricoles. (1990). Evaluation des aménagements CES dans la région d'El Ala-Haffouz.
2. Fauck R., *et al.* (1991). Evaluation sur les techniques de conservation des eaux et du sol en Tunisie. Projet P.N.U.D./F.A.O.TUN 86-020 (90 p).
3. Boudhiaf M. (1987). Problème de la diffusion des techniques agricoles à haut rendement en Tunisie. *Revue Tunisienne d'Economie et de Gestion*. C.E.R.P. Tunisie (26 p).
4. Sraffa P. (1977). *Production de marchandises par des marchandises*. Dunod (124 p).
5. Soubeyran A. (1983). *La théorie de la captation. Economie Appliquée* Tome XXXVI.
6. Young R. (1992). Evaluation long-lived projects : the issue of inter-generational equity. *Australian Journal of Agriculture Economics* ; 36 (25 p).
7. Guigou J.L. (1982). *La rente foncière : les théories et leur évolution depuis 1650*-Titre VII.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 429-437.

26

Structures socio-spatiales et lutte contre la désertification dans la vallée du Draâ Moyen (Maroc)

B. JAAFAR [1], L. OUHAJOU [2]

1. *GTZ/ORMVA, Zagora, Maroc*
2. *Faculté des lettres et sciences humaines, Agadir, Maroc*

La moyenne vallée du Drâa, située au Sud-Est Marocain, constitue un carrefour physique et humain ; elle relie les affluents amont de l'oued Drâa qui drainent les versants méridionaux du massif du Saghro et le bassin aval sablonneux de M'Hamid (Figure 1). Elle marque aussi le passage d'un bioclimat aride à hivers frais vers un bioclimat aride voire saharien supérieur à hivers tempérés vers le sud.

La moyenne vallée du Drâa est un vieux site peuplé dont l'occupation humaine est très ancienne, elle compte actuellement plus de 30 000 habitants [1] ; les gravures rupestres et les vieux manuscrits témoignent d'une occupation séculaire [2]. Elle a vécu une succession de groupements humains d'origines et de cultures différentes.

Historique

Le Draâ était depuis des temps immémoriaux le domaine des Kouchites-Noirs ou Négroïdes dits les Ethiopiens de l'Ouest. Vers le Xe siècle avant J.C. cette zone a succombé aux attaques des Juifs qui l'ont dominé entre le VIIIe et le Xe siècle de notre ère. Dès lors les populations noires ont été progressivement réduites en esclavage par les conquérants.

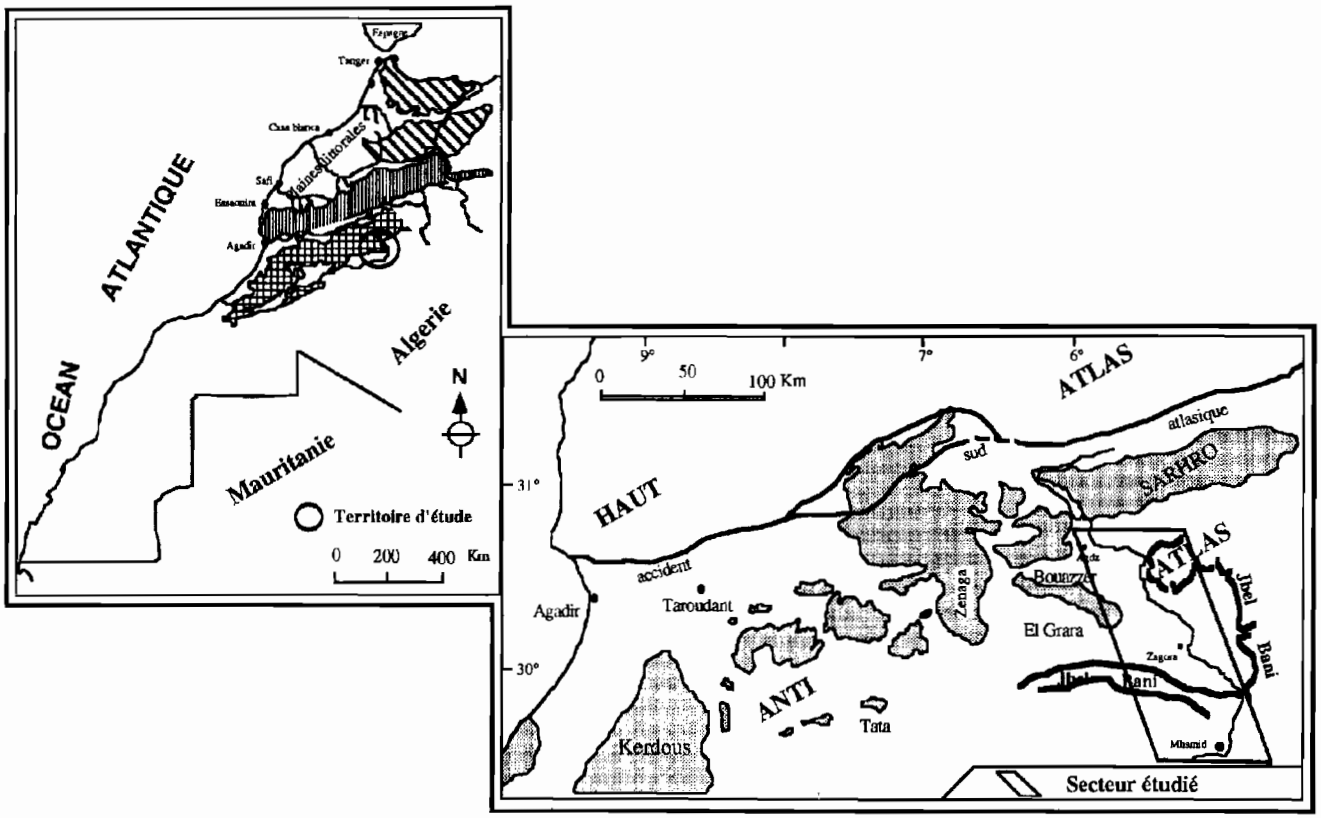

OCEAN ATLANTIQUE
Tanger
Casablanca
Safi
Essaouira
Agadir
Algerie
Mauritanie
N
Territoire d'étude
0 200 400 Km
9°
7°
6°
0 50 100 Km
ATLAS
atlasique
sud
SARHRO
HAUT
31°
accident
Agadir
Taroudant
Zenaga
Bouizakarne
El Grara
ATLAS
Jbel
Bani
Zagora
Jbel
Bani
Mhamid
30°
ANTI
Tata
Kerdous
Secteur étudié

Figure 1.

A partir du XIe siècle, l'islamisation du Draâ a été entreprise par les Almoravides. Cette dynastie a laissé des descendants dans la région. Entre autres, les tribus des Imsouffa et les Ait Isfoul qui s'intégrèrent par la suite à la grande confédération berbère des Ait Atta. L'islamisation du Draâ a été poursuivie par les autres dynasties qui succédèrent aux Almoravides. Les tribus berbères constituées de groupes nomades ont joué un rôle de protecteurs des sédentaires originaux contre les invasions des autres groupes. Cette protection s'est faite selon des actes garantissant aux nomades des redevances annuelles représentant une part des récoltes, mais aussi les sédentaires devaient leur céder une fraction de leur terre. La conséquence de ces faits a ouvert la voie à la sédentarisation des nomades.

Au XIIe siècle le Draâ a connu des troubles avec l'infiltration des tribus arabes venues de Tunisie par la bordure septentrionale du Sahara. Cette infiltration a créé des conflits entre les arrivants et les tribus berbères. Par la suite, au XVe siècle, le débarquement des européens (Portugais) a été l'une des raisons de la naissance de guerres saintes menées par des mouvements religieux et maraboutique luttant contre les infidèles. Ces mouvements et cette époque ont un rôle dans les structures sociospatiales et culturelles que l'on observe dans la zone. Ainsi, celle-ci est constituée d'un conglomérat ethnicosocial composé de Noirs, de Juifs, de Berbères, d'Arabes et d'éléments religieux.

D'autres faits et conflits sont survenus dans la vallée du Drâa, sans oublier ici l'impact de l'occupation française vers les années 1930, 1932. Ce n'est que lors de l'installation de la dynastie Alaouite que la vallée se stabilise de plus en plus et que les organisations modernes se mettent en place.

A la lumière de ce qui précède, il est clair que le peuplement de la moyenne vallée du Draâ (en partie inclus actuellement dans la commune rurale de Fezouata) est le résultat d'une occupation convergente, à partir du Nord, du Sud, de l'Est, depuis des temps immémoriaux et jusqu'à une époque récente. Il est certain que l'arrivée de chaque nouveau groupe humain pacifique ou conquérant n'a pas entraîné la liquidation des groupes existants antérieurs.

Au contraire, ce peuplement renouvelé s'est accompagné de phénomène d'intégration. Chaque nouvel arrivant coexiste d'abord avec la population déjà en place, essayant de maintenir ses particularités, avant de se fondre avec les autochtones [1].

Les fondements de l'organisation de l'espace

Les sédentaires de Fezouata étaient traditionnellement groupés dans de gros villages fortifiés appelés "Qsour". Chaque "Qsar" possède un finage composé de deux parties :

- un terrain agricole irrigué, organisé en parcelles individuelles (melk) ;
- un terrain collectif servant aux aires de parcours et à l'extension de l'habitat.

L'ensemble de ces espaces : le Qsar, le terrain agricole et les terrains incultes formaient la base d'une véritable unité d'organisation sociale, économique et politique. Des intérêts communs avec d'autres Qsour permettaient à cette unité de s'insérer dans un niveau d'organisation plus large. L'exemple le plus significatif est la communauté des irrigants (Tableau I) : deux ou plusieurs Qsour sont liés par la propriété commune d'une "séguia" (canal d'irrigation).

Tableau I. Répartition et poids démographique des groupes sociaux (Familles) dans les communautés d'irrigants de Fezouata.

Communautés d'irrigants (séguia)	Groupes sociaux (familles)	Draoua	Attaoua	Arabes	Mrabtine	Chorfa	Autres	Total
Mezriouia	Nbre	218	230	-	4	3	62	517
	%	42,2	44,5	-	8	0,6	12	100
Tagmaddart	Nbre	193	56	1	23	3	5	281
	%	68,7	19,9	0,3	8,2	1,1	1,8	100
Timattig	Nbre	132	20	14	6	97	6	275
	%	48	7,3	5,1	2,2	35,3	2,1	100
Khaloufia	Nbre	45	41	10	11	-	32	139
	%	32,4	29,5	7,2	7,9	-	23	100
Agounia	Nbre	68	25	-	20	4	18	135
	%	50,4	18,5	-	14,8	3	13,3	100
Tizergat	Nbre	263	-	21	68	7	109	468
	%	56,2	-	4,5	14,5	1,5	23,3	100
Tafegroute	Nbre	31	77	18	7	4	13	150
	%	20,7	51,3	12	4,7	2,7	8,7	100
Takhlifat	Nbre	75	55	-	33	11	13	187
	%	40,1	29,4	-	17,6	5,9	6,9	100
Taguersift	Nbre	4	-	16	33	-	-	53
	%	7,5	-	30,2	62,3	-	-	100
Tinfou	Nbre	118	-	4	53	-	24	199
	%	59,3	-	2	26,6	-	12	100
Beni Ali	Nbre	71	43	87	72	5	26	304
	%	23,3	14,1	28,6	23,7	1,6	8,5	100
Total	Nbre	1 218	547	171	330	134	308	2 708
	%	45	20,2	6,3	12,2	4,9	11,3	100

Par ailleurs, les terrains collectifs qui forment le prolongement du terroir agricole de chaque "Qsar" ou groupe de "Qsour" et qui s'étendent de la palmeraie jusqu'aux crêtes montagneuses contournent la zone à l'Est et à l'Ouest (Figure 2). Pour la nécessité défensive qui a prévalu dans le passé, le Qsar et son finage s'identifient à une institution politico-spatiale, dite "la Qta". Ainsi, les limites entre les finages sont reconnues selon les prétentions des "Qsour" et font jusqu'à maintenant l'objet de multiples litiges et conflits. Les conséquences de l'histoire sociale de la région reflètent une répartition inégale des terres. Il existe des Qsours sans "Qta", alors que certains groupes prétendent à de vastes

espaces, c'est le cas des tribus des Ait Isfoul et Imsouffa (Figure 2). Ces deux dernières fractions appartiennent à la grande tribu des Ait Atta, elles fondent la légitimité de leur revendication et de leur occupation sur un rôle historique de défense. Celui-ci est basé sur le fait que durant les périodes d'insécurité et de protection, c'étaient elles qui défendaient ces terres et assuraient les relais pour la protection des caravanes. D'autres fractions fondent leur légitimité sur leur rôle religieux et pacifique dans la zone.

Les fondements de l'organisation de la population

Dans l'organisation de la population, la hiérarchie et la stratification sociales impliquent la formation d'unité d'organisation traditionnelle qui gèrent l'espace et la vie commune selon des règles strictes. Cette unité s'appelle la "Jmâa", elle est formée par les chefs de familles ou de lignages influents ; la "Jmâa" présente un administrateur, le "Cheikh", souvent désigné dans la famille ou le lignage qui a le plus de prestige. Ce "Cheikh" désigne à son tour ses adjoints pour former en quelque sorte "l'administration" chargée de gérer l'espace et la vie commune.

La base de formation et de structuration des "Jmâa" et la répartition des "Qsours" dans l'espace de celles-ci suivent des critères multiples dont le plus vivace est le réseau d'irrigation et sa projection dans l'espace géographique auquel s'ajoute le critère de voisinage.

Actuellement, les "Jmaâ" sont dépouillées de leurs fonctions suite à la confiscation de leur pouvoir par les structures d'organisation modernes, et malgré les limites étroites où s'exercent encore les compétences officielles des "Jmaâ", elles manifestent un dynamisme important surtout par la revendication des terres collectives spoliées par le voisin,

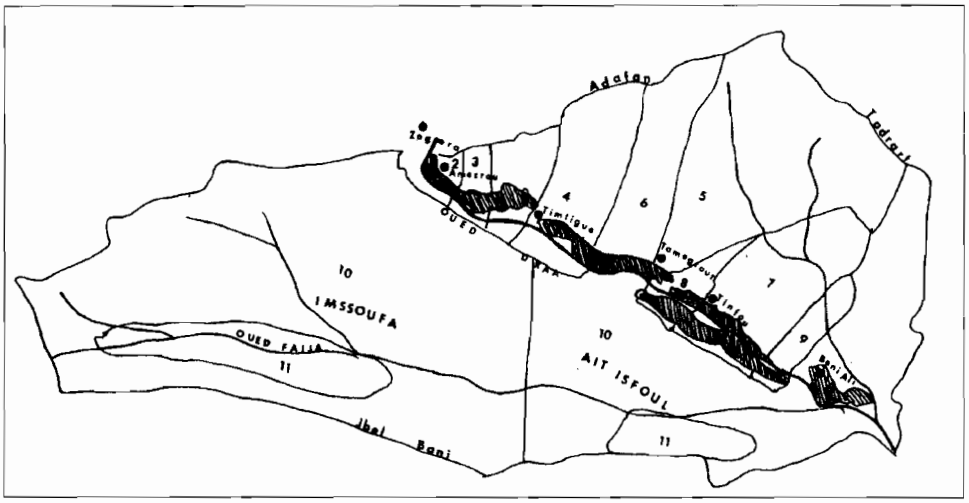


Figure 2. Les limites des finages des structures socio-spatiales.

1 : la palmeraie	2 : finage d'Amezrou	3 : finage d'Aghla oudrare
4 : finage de Timtigue	5 : finage de Tamegroute	6 : finage de Tazroute
7 : finage de Tinfou	8 : finage de Askjour	9 : finage de Bounou

10 : finage des Tribus (Ait issfoul et Imsoufa) 11. : zones partagées par ces tribus

l'opposition aux ventes de ces terres, lors du partage des terres entre "ayants droits", et à l'occasion de la collecte des cotisations pour les équipements collectifs...

Les statuts fonciers

L'ancienneté du peuplement de la zone, en plus des différentes péripéties historiques sont venues se superposer aux conditions naturelles pour donner en fin de compte une multiplicité de statuts fonciers.

Trois statuts fonciers principaux régissent l'appropriation des terres dans la zone :

- Statut "melk" ou l'appropriation privée de la terre : il concerne les terres irriguées de la palmeraie ;
- Statut collectif : c'est tout ce qui appartient à un groupe, on distingue :
  - Terres collectives situées dans la palmeraie
  - Terres collectives situées hors de la palmeraie
  - Terres collectives des "Qsours"
  - Terres collectives des tribus : c'est l'exemple des Ait Isfoul et des Imsouffa (Figure 2).
- Statut Habous : ce sont des terres de donation généreuses faites de fondations pieuses (mosquée, marabout, familles maraboutiques) .

Dans chaque "Jmaâ" un ou plusieurs délégués fonciers sont désignés, cela dépend de la situation foncière dans chaque unité. Le délégué foncier a pour rôle de prendre en charge la revendication concernant les terrains collectifs auprès des autres "Jmaâ" et l'établissement de réquisition lors de la reconnaissance des terres collectives par le ministère de tutelle.

La désertification et sa projection sur les structures socio-spatiales

Le processus de désertification dans la moyenne vallée du Draâ affecte toute la zone, cependant son ampleur est différente d'un secteur à un autre. La dégradation des milieux naturels par le défrichement et la surexploitation de la végétation concerne les terres hors de la palmeraie, ces terres sont réservées à l'extension de l'habitation, au parcours et à l'approvisionnement en bois de feu. Elles sont formées de regs caillouteux, de glacis-terrasses d'oueds, de plaines et des dépressions alluviales [3]. Les vents d'origine SW, N, NE et S, surtout fréquents aux périodes automnales et estivales, véhiculent le matériel détritique des plaines et des oueds et forme des accumulations dunaires au niveau de la palmeraie, des habitations et du réseau d'irrigation [4].

La perception des processus de désertification chez la population est limitée à des faits identifiables, tel que l'ensablement, sans avoir aucune idée nette sur leurs origines. Néanmoins, leurs jugements sur l'état ancien de la végétation de la steppe, sur l'intensité de l'exploitation du milieu sont explicites. La perte de la potentialité des parcours et la faible productivité de la végétation, sont expliquées par les utilisateurs de ces ressources, qui accusent les conditions climatiques de sécheresse.

Problématiques d'intégration des structures sociales dans le projet de lutte contre la désertification

Formation des comités dits de développement villageois

Dans le cadre du projet de lutte contre la désertification (GTZ/Office de la mise en valeur agricole), actuellement installé, l'étude sociologique réalisée a permis d'identifier toutes les structures sociospatiales de la zone [1]. L'étude de la dynamique éolienne a permis de cerner les principales trajectoires des vents transporteurs de sable vers la palmeraie [4].

L'étude du milieu physique et de la végétation a mis le point sur les possibilités d'intervention et de réhabilitation des terres dégradées [3]. Ainsi, durant la phase d'orientation du projet, le choix s'est porté sur cinq zones d'intervention, il s'agit de (Figure 2) :

- Amezrou-Feija
- Timtig
- Tamgroute
- Tinfou
- Beni Ali

Chaque zone est reconnue par son finage, sa structure organisationnelle traditionnelle "Jmaa" et sa structure officielle (représentants au niveau communal).

Pour instaurer un cadre de dialogue avec chaque zone, un comité est formé et il est représenté par des membres issus des structures traditionnelles.

Conception des comités vis-à-vis du projet de lutte contre la désertification

Le projet de lutte contre la désertification intègre la démarche participative comme principe d'intervention, cependant une question se pose *a priori* : la population est-elle prédisposée à accueillir toutes les formes d'intervention du projet ?

A partir des premières discussions avec les comités, il s'est avéré que les formes d'interventions du projet sont hiérarchisées par les populations suivant les besoins de la vie quotidienne. Ainsi, les aménagements du réseau d'irrigation viennent en premier et secondairement les besoins en eau potable, en électrification, en santé ; les aménagements sylvo-pastoraux et la réhabilitation des terres sont loin d'être l'une des préoccupations immédiates de la population, et là se pose la question de l'attribution des terrains à aménager pour le projet de lutte contre la désertification.

Pour ce faire, le projet doit mieux connaître les structures locales, le niveau et les formes de fonctionnement et de gestion des ressources productives, ainsi que les autres possibilités extra-agricoles et territoriales. [5].

Le réseau d'irrigation est l'élément structurant principal de l'espace et de la société dans la zone (Tableau I). Le projet a mis au profit des comités les moyens nécessaires pour la réhabilitation de ce réseau et, pour que les comités aient l'adhésion et la crédibilité de la population qu'ils représentent, il a fallu ajouter à ceci les moyens pour la réalisation d'action s'intégrant dans les besoins prioritaires de la population. Cette approche a permis de développer un système de concertation entre les comités et le projet, et d'ouvrir les voies vers l'attribution des terrains pour les aménagements sylvopastoraux et la réhabilitation des terrains dégradés.

L'institutionnalisation des comités de développement

Les comités de développement villageois constitués dans la zone du projet permettent un certain pragmatisme et beaucoup de souplesse lors de la réalisation des actions. Cependant, le maître d'œuvre du projet (Office de la Mise en Valeur Agricole), ayant le souci d'appliquer les processus de décentralisation et de privatisation préconisés par l'État, a voulu faire de ces comités des sortes d'associations et de coopératives autonomes capables de réaliser la gestion de leur environnement économico-social dans le futur. La mise en place de pareil organe, s'enlise dans la lourdeur et la complexité des procédures, et débouche actuellement de plus en plus sur la dépossession des populations et de leur pouvoir de décision. Il s'est avéré que même des membres des comités ont exprimé leurs méfiances vis-à-vis du statut juridique de ces associations à cause du simple fait suivant : il y a incapacité intellectuelle des membres à saisir la signification de tel ou tel article du statut, malgré l'assistance technique offerte par le projet.

La nature des actions et leur programmation

Les actions qui ont des incidences directes sur la vie sociale mobilisent beaucoup plus la population que celles ayant trait à la réhabilitation des terres.

Le maître d'œuvre doit mener les actions les plus prioritaires émanant de la discussion avec les comités et entreprendre secondairement celles qui présentent des difficultés à trouver un terrain d'entente acceptable à une participation de la population. C'est le cas par exemple de la réhabilitation de la steppe et la restauration des sols. Ainsi, l'aménagement du réseau d'irrigation a vu la participation de la population qui a fourni la main d'œuvre. Les comités ont présenté la liste des projets qu'ils envisagent dans leur intérêt immédiat. Alors que, pour l'action concernant la réhabilitation des terres dégradées, les vœux de la population ne sont pas encourageants car, pour qu'elle donne un accord même partiel pour ces travaux, elle exige l'assurance de l'engagement du maître d'œuvre et du projet dans la réalisation en priorité des ouvrages sur le réseau d'irrigation.

En effet, dans l'état actuel, les réalisations concernant la réhabilitation des terres sont entreprises dans deux zones stratégiques vis-à-vis de la dynamique éolienne, de la dégradation des sols et leur utilisation, alors que les aménagements du réseau d'irrigation et les projets dits "mesures de confiance " ne sont pas encore menés à terme. Ceci résulte, d'une part, de la lourdeur survenue à cause de l'institutionnalisation des comités et, d'autre part, de l'organisation technique dans l'avancement des ouvrages et de l'intégration de la population. Les ouvrages de ce type sont conçus de manière plutôt classique en introduisant la population comme composante additionnelle.

Le statut foncier des terrains

Ainsi qu'il a été décrit précédemment, le statut foncier pose des problèmes épineux lors de l'aménagement du terroir. Les terrains situés hors de la palmeraie constituent soit des sites de départ ou de transit du matériel détritique qui entraîne l'ensablement des terrains agricoles et des habitations. Ces terrains entrent dans les finages de chaque "jmaâ", leur utilisation actuelle se limite au pâturage et la collecte du bois, une exception est à faire pour les terrains des tribus anciennement nomades qui pratiquent actuellement, et d'une

façon progressive, le système de sédentarisation et y installent une agriculture de subsistance. Malgré la rusticité du cheptel et l'état du parcours, toute action visant à l'amélioration des conditions du milieu et de son utilisation réveillent des blocages psychologiques liés à un prestige historique. La privatisation des terrains situés hors de la palmeraie nécessite la recherche d'un accord avec les divers propriétaires, ce qui paraît parfois illusoire. On note des divergences entre ce que l'aménagiste propose et les intérêts du propriétaire. Quant aux terrains collectifs, les conflits au sein d'un même finage entravent tout accord avec le comité.

Conclusion

La lutte contre la désertification est une entreprise qui doit englober les aspects écologiques et sociaux. Dans la moyenne vallée du Drâa, la réhabilitation des terres dégradées à l'extérieur du système d'irrigation se heurte à des contraintes sociales liées à l'appropriation des terres et à l'insuffisance de sensibilisation des populations.

Les acquis du projet de lutte contre la désertification durant cette phase lui permettent cependant :

- d'approfondir davantage la connaissance des structures socio-spatiales,
- d'entreprendre les actions selon un ordre hiérarchique déterminé par enquêtes, en donnant la priorité à celles ayant des incidences directes sur la vie sociale,
- de développer un programme de vulgarisation et de sensibilisation de la population,
- de renforcer le profil des équipes techniques intervenant dans le projet.

Références

1. Ouhajou L. (1993). Etude des structures socio-spatiales de groupe cible. Ouarzazate, Maroc, GTZ/ORMVA, Projet de lutte contre la désertification dans la moyenne vallée du Draa (89 p).
2. Simoneau A. (1971). La région rupestre de Tazzarine, documents nouveaux sur les chasseurs-pasteurs. Rabat, Maroc, RGM n° 20 (14 p).
3. Dimanche P., Jaafar B. (1993). Cartographie et planification de l'utilisation des sols. Ouarzazate, Maroc, GTZ/ORMVA, Projet de lutte contre la désertification dans la moyenne vallée du Draa (32 p).
4. Mainguet M., Jaafar B. (1993). Analyse du système global d'action éolienne et des mouvements du sable, approche à une typologie de la végétation. Ouarzazate, Maroc , GTZ/ORMVA, Projet de lutte contre la désertification dans la moyenne vallée du Draa (33 p).
5. Iraki A., Tamim M., Tozy M. (1993). Participation de la population et développement rural au Maroc. Rabat, Maroc, PNUD, MOR/ 92 / 053.

L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?
R. Pontanier, A. M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson, E. Le Floc'h
John Libbey Eurotext, Paris © 1995, pp. 439-448.

27

Évaluation économique et environnementale des lacs collinaires en Tunisie Le cas d'El Gouazine (Ousslatia - Kairouan)

S. SELMI [1], S. ZEKRI [2]

1. ORSTOM, Tunis, Tunisie
2. Assistant - E.S.A., Mograne, Tunisie

Dans les stratégies décennales (1990-2000) de mobilisation des eaux de ruissellement et de conservation des eaux et des sols (CES), la prévision d'une vingtaine de grands barrages et de 210 barrages collinaires (Figures 1 et 2) appartient à la stratégie des ressources en eau. De son côté, la CES s'oriente plutôt vers la moyenne et petite hydraulique à travers la réalisation d'un ensemble de projets d'aménagement intégré de bassins versants censés résoudre ou réduire aussi bien la gravité du problème posé par l'érosion que la mobilisation du maximum des importantes quantités d'eau de ruissellement perdues chaque année dans la mer et les sebkhas [1].

Il s'agit principalement de :

- la réalisation de 1 000 lacs collinaires auxquels s'ajoutent 4 000 ouvrages d'épandage des eaux de crues ;
- l'aménagement de 600 000 hectares en pente et 400 000 hectares de terres céréalières par des techniques soit mécaniques (banquettes) soit douces (cordons végétalisés) visant à la consolidation des surfaces ainsi protégées.

Dans cette stratégie, la composante lac collinaire, aux conceptions technique et socio-économique relativement nouvelles, est la plus coûteuse à l'hectare aménagé et la plus innovante et transformatrice du paysage. Elle est également, par la création d'une ressource naturelle renouvelable, rare et vitale (l'eau), conditionnant la sauvegarde des

Figure 1. Lac Dekikira (Ousslatia - Kairouan). *(Voir planches couleurs.)*

Figure 2. Lac Sadine 2 (Makthar - Siliana). *(Voir planches couleurs.)*

aménagements antérieurs et le développement de nouvelles activités à différentes échelles, la plus susceptible de modifier profondément les rapports entre les facteurs traditionnels de la production agricole et les comportements sociaux [2].

Ces petites retenues, presque naturelles, sont réalisées à l'aide de moyens rudimentaires et de matériaux locaux disponibles aux environs immédiats du site. L'aménagement semble résistant quoiqu'il soit encore trop tôt pour juger sa fiabilité et son efficacité et que seules des crues exceptionnelles et probablement répétitives pourront confirmer ou infirmer cette constatation. Cinq ans après le lancement du programme, les lacs collinaires constituent aujourd'hui, dans de nombreuses régions du semi-aride tunisien, une infrastructure créatrice de ressource en eau qui peut être utilisée à grande échelle.

Dans cette contribution, nous présentons tout d'abord les éléments que nous jugeons nécessaires et garants de la réussite du projet lac collinaire. Dans un second temps, à travers une étude de cas, nous essayons d'appréhender l'impact réel de l'aménagement à l'échelle de la micro-région.

Les lacs collinaires : mise en œuvre et utilités

Au niveau du Ministère de l'Agriculture, on précise bien les objectifs généraux assignés à cet aménagement (certains buts restent implicites comme le développement de petits périmètres irrigués) et le principe est de donner la priorité aux sites proches des agglomérations rurales lorsque les critères techniques favorables sont réunis.

Au niveau régional, on applique progressivement les éléments de la stratégie, le choix du site doit être libre et aucune contrainte ne doit affecter ce choix. Le site doit répondre objectivement aux critères technique et socio-économique propres à chaque petite région. Ces critères doivent être préalablement établis avant toute action d'exécution du projet.

Ainsi, à ce niveau, avant de construire un lac collinaire et même avant chaque phase d'étude, il conviendrait de se poser entre autres au moins les trois questions suivantes:

Quelles sont les alternatives techniques répondant aux objectifs du projet et qui sont probablement moins coûteuses à la collectivité nationale ?

A quoi va servir ce lac collinaire ?

Qui va entretenir ce lac collinaire ?

Les réponses devront être d'autant plus précises et chiffrées au fur et à mesure de l'avancée des études. La fiabilité des résultats et l'adaptabilité des données de la conception de l'ouvrage au contexte économique et social de la région conditionnent la rentabilité de l'investissement et la réussite du projet.

Conception technique

L'élément essentiel d'un lac collinaire est un petit barrage en terre compactée dont l'amont est recouvert d'un parement de pierre et l'aval protégé par des arbustes de fixation tels qu'*Acacia, Hedysarum* ou *Atriplex*. La hauteur de la digue varie de 5 à 12 mètres et sa longueur est de l'ordre de 100 à 300 mètres. Les retenues contiennent de quelques dizaines de milliers à 250 000 m^3 d'eau pour des bassins versants d'une superficie allant de quelques centaines à un ou deux milliers d'hectares. Un évacuateur de crues pour la

sécurité est exécuté à la cote de -1 à -2 m par rapport à la crête de la digue avec un éventuel revêtement de pierres sèches en escalier [3]. Enfin, une conduite souterraine de chasse et de prélèvement, branchée au droit d'une tour de prise, traverse la digue et, munie d'une vanne, débouche dans un réservoir de petite taille ou dans un abreuvoir.

Utilités des lacs collinaires

Le projet "lac collinaire" touche l'ensemble des gouvernorats de la zone semi-aride. Cette région est fortement affectée par l'érosion et contient les poches rurales les plus pauvres du pays, tant en raison de ses faibles ressources en sols, de qualité souvent médiocre et situés dans une topographie à risques, que du fait de conditions de pluviosité défavorables: irrégularité et faiblesse du total annuel.

La création de nouveaux points d'eau (lacs collinaires), l'aménagement des versants et des bassins versants sont des actions très décentralisées mais nécessaires et urgentes pour assurer une réhabilitation d'un environnement dégradé et un développement rural durable pouvant contribuer à un certain équilibre régional.

Les lacs collinaires sont conçus initialement pour répondre à deux principaux objectifs, à savoir :

- la protection des infrastructures et des surfaces mises en valeur à l'aval par l'arrêt des écoulements et la rétention des sédiments ;
- la recharge de la nappe.

Bien qu'aucune étude d'efficacité technique ne soit encore entreprise, ces objectifs sont atteints dans la majorité des aménagements, mais ils demeurent trop restrictifs dans certains autres cas. Ces nouveaux points d'eau peuvent avoir, et l'expérience en cours le montre, d'autres usages potentiels, nécessitant des études socio-économiques préalables à tout aménagement situé près des agglomérations.

La maîtrise de la réalisation de ces ouvrages sur le plan technique et un minimum de garanties prévisibles sur des disponibilités en eau permettraient aussi de répondre aux besoins suivants :

- l'irrigation de complément et le développement des plantations à petite échelle autour et à l'aval du lac ;
- l'abreuvement du bétail des éleveurs résidants aussi bien sur le bassin versant qu'à proximité de ce point d'eau ;
- l'utilisation domestique et ménagère de l'eau.

La valorisation de l'eau de cet aménagement est un des rares facteurs du développement dans ces petites régions le plus souvent pauvres, démunies d'infrastructures de base et éloignées des grandes concentrations humaines.

Par développement rural, on entend la diversification de l'assolement, l'augmentation des rendements même pour l'autoconsommation, l'accès progressif à l'économie de marché, la création de nouveaux postes d'emploi et l'amélioration générale du niveau de vie (allégement des difficultés de recherche de l'eau, augmentation des revenus, etc.).

Eléments pour maximiser les utilités des paysans et sauvegarder les aménagements

Choix du site et études préalables

Avant toute réalisation d'un tel type d'aménagement créateur d'une nouvelle ressource : eau, indispensable pour promouvoir un développement régional, il faut penser aux formes d'implication et aux réactions de la population locale concernée. La connaissance de l'intériorisation du projet par les paysans est une condition *sine qua non* déterminante de la réussite de l'aménagement.

Il est de la tâche des responsables régionaux de mener, avec la participation des paysans et pour chaque retenue collinaire, des études préliminaires touchant à tous les aspects du projet. Il s'agit d'une analyse de l'environnement technique et socio-économique du lac.

En supposant faites toutes les études initiales de base permettant un choix objectif du site et appliquées les consignes rigoureuses de construction, l'équipement du lac en matériel d'irrigation doit passer obligatoirement par la détermination et la limitation préalables de la superficie à irriguer. L'estimation des besoins en eau en fonction du but recherché peut être faite pour toutes les utilisations potentielles du lac collinaire même autres qu'agricoles (abreuvement du cheptel et utilisation domestique).

Durabilité et sauvegarde de l'aménagement

Une fois l'aménagement réalisé, l'Etat ne prend guère en compte la dimension de la gestion et de la maintenance de l'ouvrage. Il ne cache pas sa volonté de se désengager et son souhait de voir les populations locales participer davantage à la sauvegarde de leur environnement et à la définition des conditions de leur propre développement.

Tout dépend du degré d'intériorisation du projet et de la motivation des paysans. L'administration, représentée par ses agents locaux connaissant bien l'environnement de l'aménagement, est en grande partie responsable de la réussite du projet (sensibilisation de la population rurale concernée et vulgarisation).

Du côté technique et au moment de la construction, des consignes rigoureuses doivent être données quant au respect de la zone de protection et à la surveillance d'un certain nombre de phénomènes physiques indicateurs de danger pour le corps de la digue et par conséquent pour l'ensemble de la retenue.

Sur place, on suppose que la réalisation de la digue est le résultat d'une étude sérieuse et a obéi à tous les critères de sécurité inhérents à ce petit barrage en terre. Alors, on doit penser aux travaux d'entretien (débit d'infiltration, tassement, examen de l'évacuateur après chaque crue, degré d'envasement, etc.).

La gestion de l'eau et l'organisation des usagers

Une des caractéristiques quasi-générales des retenues collinaires relève de leur situation d'éloignement des grands axes de circulation ou des grandes concentrations humaines. Elles manquent, par conséquent, d'encadrement technico-administratif.

C'est pourquoi il paraît indispensable, dans ce domaine plus que partout ailleurs, que les usagers des eaux retenues dans les lacs puissent s'organiser en groupements ou associations collectives pour faire face aux problèmes inhérents à la gestion et à la sauvegarde de l'ouvrage qui leur procure les ressources en eau dont ils ont besoin pour leur champs, pour le bétail et pour leur approvisionnement. Ces associations sont les meilleurs garants de la bonne gestion collective des retenues collinaires.

Les associations, composées d'éleveurs ou d'irrigants, doivent être créées et soutenues par l'administration dès le départ de la programmation de l'ouvrage (choix du site, programme d'utilisation de l'eau). Elles seront chargées directement de la gestion et de l'entretien des ouvrages et elles veilleront elles-mêmes, en concertation avec l'Etat, au règlement des problèmes du choix des terres irrigables, de la distribution de l'eau, du déroulement de l'abreuvement du cheptel et seront les premières à surveiller les changements de l'environnement du lac (surpâturage, érosion, etc.).

On peut penser à un véritable contrat réunissant l'administration aux associations où le rôle de chacun (investissement, encadrement et fonctionnement) est clairement défini. Sans l'adhésion, sans réserve de l'un ou de l'autre des deux partenaires indissociables, le succès d'un tel projet est douteux dès le départ.

La définition d'un contrat type, valable en tous lieux et tous temps, est dangereuse, mais l'adoption des principes directeurs clarifiés et bien "compris" de la part des paysans usagers dès le début de la programmation du projet constituera la voie efficace de la gestion optimale de la retenue.

Sans ce compromis, et avec le désengagement de l'administration, la gestion efficace du projet est remise en cause et on voit mal comment la maintenance et la valorisation de ces aménagements coûteux pour la collectivité nationale peuvent être assurées.

Étude de cas : le lac El Gouazine

Caractéristiques du lac

Construit en 1990, moyennant un investissement public de 242 000 Dinars, le lac collinaire El Gouazine est situé dans la zone semi-aride. Il est localisé dans l'imada de Zaghdoud, délégation de Ousslatia, gouvernorat de Kairouan. Le bassin versant attenant a une superficie de l'ordre de 1 700 hectares et alimente l'oued du même nom qui est un affluent de l'oued Maarouf (bassin versant du grand barrage de Nebhana). Le lac a une superficie de 2 hectares et une capacité de rétention estimée à 287 000 m^3.

L'objectif principal de la construction du lac est la rétention des sédiments pour réduire l'envasement du barrage Nebhana situé approximativement à 40 km à l'aval. Quatre années après sa construction, les principaux éléments retenus dans le lac, au demeurant en faible quantité, sont du type argileux avec certains débris ligneux. En effet, les sols occupés en amont du lac sont de consistance argilo-calcaire, peu profonds et recouverts d'une végétation forestière dominante (pin d'Alep), des oliviers et quelques cultures de céréales. Les bords du lac ne sont pas protégés, ce qui a entraîné l'apparition de certaines griffes et ravins. Le terrain qui entoure le lac appartient à 3 frères et couvre une superficie de quelques 40 hectares. Cette situation explique en partie l'absence de protection du pourtour du lac.

La quantité de sédiments retenue durant ces quatre années est négligeable. D'après une enquête menée sur le terrain, on a constaté que le lac n'a jamais atteint sa capacité maximale de rétention. Apparemment, il s'agit d'un problème de tassement de la digue, ce qui entraîne une infiltration latérale continue qui alimente le cours d'eau et les puits situés à proximité de l'oued. La durée de vie du lac pourrait être estimée à une trentaine d'années.

Avantages directs du lac

Les avantages du lac collinaire sont à la fois qualitatifs et quantitatifs. Le premier avantage qualitatif réside dans une meilleure stabilisation des profils du cours d'eau : la construction du lac a permis l'arrêt des écoulements intensifs, la réduction de la vitesse de l'eau et par conséquent la diminution des risques érosifs et sapements de berges. De plus, l'infiltration lente de l'eau du lac vers l'aval a permis le développement d'espèces végétales permettant une meilleure consolidation des bords de l'oued et pouvant constituer un supplément de ressources fourragères pour le bétail.

Les avantages quantitatifs résultant de la construction de ce lac sont :

- la remontée de la nappe d'eau et une disponibilité en eau largement accrue durant la période estivale ;
- l'abreuvement direct du cheptel et le développement relatif d'une faune (oiseaux et notamment canards) sauvage ;
- le piégeage de sédiments et le retardement de l'envasement du barrage Nebhana.

Pour quantifier l'effet de la remonté de la nappe, une enquête a été réalisée durant le mois de septembre 1994 auprès de deux agriculteurs situés à l'aval du lac.

L'exploitation du premier agriculteur se situe à une distance d'environ 500 m à l'aval du lac. Ce dernier dispose d'un puits qui date de 1969. Le puits communique par le biais de la nappe avec le lac collinaire. Une motopompe (puissance = 11 CV) est installée depuis 1984. Avant la construction du lac, l'agriculteur pompait l'eau à une profondeur de 18 m, alors qu'actuellement l'eau se trouve à une profondeur quasi stabilisée de 7 m. L'eau était utilisée pour produire des cultures maraîchères destinées à la consommation familiale et pour irriguer quelques dizaines d'arbres fruitiers (essentiellement l'amandier et le poirier).

La superficie de l'exploitation est de 20 hectares. La superficie irriguée était initialement de l'ordre de 0,5 ha alors qu'elle atteint maintenant 12 hectares dont la moitié est effectivement irriguée et soumise à production intensive : piment, tomate, melon, oignon, fève, avoine et plus d'un hectare de pommiers poiriers récemment installé.

Le reste de la superficie est réservé au blé dur, variété karim et à l'orge. On trouve sur l'exploitation une vingtaine de brebis. Les agneaux et agnelles sont vendus à l'âge de six mois au souk le plus proche. L'approvisionnement en produits de base et essentiels mais aussi en semences améliorées est assuré à Siliana ou à Kairouan. Pour toutes ces opérations, l'agriculteur a investi la somme d'environ 1 300 Dinars (plantation, canalisation de l'eau d'irrigation) et dispose d'un fond de roulement de l'ordre de 3 000 Dinars. Actuellement, six membres de la famille travaillent sur l'exploitation avec un recours à la main d'œuvre occasionnelle durant les périodes de pointe (60 journées de travail par an). La rémunération du travail occasionnel est de 5 Dinars la journée.

Outre l'augmentation de la quantité d'eau disponible à l'irrigation, l'agriculteur affirme disposer d'une eau de meilleure qualité, avec un degré de salinité qui ne dépasse pas en toute saison 1,5 g/l.

Afin de quantifier en terme monétaire l'effet direct de la construction du lac sur le revenu de cet agriculteur, on peut comparer le revenu avant et après la construction du lac (Tableau I).

Tableau I. Situation de l'exploitation avant et après la construction du lac.

	Avant la construction du lac	Après la construction du lac
Superficie irriguée (ha)	0,5	6
Grandes cultures (ha)	19,5	14
Brebis (tête)	variable	22
Capital circulant (dinars)	très faible	3 000
Investissement (dinars)	0	1 300

Il ressort du Tableau I qu'après la construction du lac, 5,5 ha de cultures maraîchères (piment, tomate et melon essentiellement) se sont substituées à la même surface de cultures d'orge et de blé. L'augmentation du revenu de l'agriculteur est le résultat de cette substitution. La marge brute d'un hectare de céréales est estimée à 500 Dinars alors que celle d'un hectare de cultures maraîchères est évaluée à 1 000 Dinars. Ceci conduit à une augmentation de 2 750 Dinars de marge brute totale pour l'exploitation.

Cette augmentation de la marge brute n'est pas due exclusivement au facteur eau mais aussi au facteur capital. Le facteur travail, essentiellement de nature familiale, était sous-utilisé et par conséquent son coût d'opportunité est nul. Afin d'estimer la contribution du facteur capital à cette augmentation, on fait l'hypothèse que celui-ci est rémunéré au taux bancaire de 15%. La somme du capital circulant et du montant d'investissement étant de 4 300 Dinars, la rémunération en serait de 645 Dinars. Par conséquent, l'effet direct de la construction du lac sur l'agriculteur est de 2 105 Dinars/an. En plus de ces avantages, un autre effet positif indirect sur la région est à signaler, il s'agit de la création de 60 jours d'emploi par an soit une rémunération globale de 300 Dinars.

Le deuxième agriculteur visité est installé à une distance de 1,5 km à l'aval du lac. Disposant depuis 1978 d'un puits, il l'utilisait exclusivement pour la consommation familiale et l'abreuvement du bétail. Actuellement, le puits est équipé d'un groupe motopompe et l'eau est à une profondeur de 2 m contre 6 m avant la construction du lac. En effet, avant la réalisation de l'aménagement lac collinaire, l'oued débordait souvent mais ne laissait que de faibles volumes dans le cours d'eau principal et pendant de courtes périodes.

Actuellement, il y a un inféro-flux lent provenant du lac et alimentant le cours d'eau et la nappe. L'agriculteur visité affirme pouvoir pomper de l'eau jusqu'à 3 heures par jour. Ceci lui a permis d'installer 1,25 ha de tomate et piment et 500 pieds d'oliviers à huile irrigués au moyen d'une citerne. Le montant de l'investissement pour l'acquisition de canaux d'irrigation s'élève à 300 D, le coût de la plantation d'oliviers à 1 350 D et le capital circulant nécessaire aux cultures maraîchères est de 750 D.

Avant la construction du lac, seules les cultures d'orge, de blé et d'avoine étaient pratiquées sur une superficie de 70 hectares avec une plantation d'oliviers et 200 brebis. Une plantation d'abricotiers a été installée mais en raison du manque d'eau l'expérience n'a pas réussi et très vite les plantations ont disparu. L'augmentation de la marge brute de l'exploitation provient donc de la substitution de 1,25 ha de grandes cultures par des cultures maraîchères et de la plantation d'oliviers désormais irriguée mais qui n'est pas encore entrée en production. On suppose que chaque pied d'olivier apportera un supplément de 5 D, soit 2 500 D. L'introduction de plus de 1,25 ha de tomate et piment conduit à une augmentation de 625 D de la marge brute.

Au total, la marge brute aura augmenté de 3 125 D. Selon la même hypothèse que précédemment, la rémunération du capital aurait été de 360 D. Par conséquent, l'augmentation du revenu de l'agriculteur due à la construction du lac est de 2 765 D/an. Il est à signaler que ces agriculteurs disposent aussi d'une superficie de 40 hectares à proximité du lac collinaire. L'idée d'y installer une plantation d'oliviers se précise de plus en plus.

A l'amont du lac, il n'y a pas d'utilisation d'eau pour l'irrigation. Potentiellement, il y a quatre agriculteurs intéressés par l'irrigation. Cependant, il est révélateur de mentionner que, durant la campagne agricole 1993-1994, les quantités ont été très faibles et sur un an n'ont pas dépassé 100 mm. L'un des agriculteurs résidant à l'aval a déjà rencontré des difficultés pour irriguer six hectares durant le mois d'août. Par conséquent, l'expansion de cultures maraîchères ou d'arbres fruitiers exigeants en eau, pourrait poser de graves problèmes dans l'avenir. Il serait utile de penser à l'introduction d'espèces arboricoles (oliviers et amandiers) dont la demande hydrique est beaucoup plus faible et limitée aux premières années de plantation.

Pour résumer, on peut affirmer qu'actuellement le lac collinaire a permis une augmentation du revenu des deux agriculteurs concernés d'un montant total de 4 870 Dinars/an. Si on prend en considération la création de journées de travail, l'effet de la création du lac à travers l'irrigation et l'intensification de l'exploitation agricole atteint 5 170 Dinars/an. Il est probable que cette amélioration de revenu se fera davantage sentir dans le futur avec l'expérience et l'espérance de meilleurs rendements. Les superficies irriguées augmenteront et de nouvelles plantations d'oliviers et d'amandiers verront le jour.

Conclusion

Les lacs collinaires, considérés à l'origine comme des aménagements de conservation des eaux et des sols, offrent des possibilités de réhabilitation d'un environnement dégradé sous les effets de l'érosion et de l'agressivité des pluies. Outre ces rôles indéniables, les lacs collinaires, par la création de points d'eau, peuvent participer au développement des micro-régions pauvres et éloignées des axes de circulation. Pour mener à bien ces objectifs d'ordre environnemental et socio-économique, certains éléments tout à fait déterminants sont à considérer avant même la réalisation de l'aménagement. Il s'agit notamment du bon choix du site, de la meilleure prévision possible de la disponibilité en eau, de la sensibilisation progressive des populations concernées à la fois à de nouvelles potentialités de développement et à une responsabilité d'entretien et de gestion de l'aménagement.

L'étude de cas a montré qu'un lac peut avoir plusieurs avantages, notamment l'amélioration des conditions de vie par l'augmentation des revenus des paysans et la création d'emplois au niveau local. Le lac El Gouazine est un peu exceptionnel du fait que les agriculteurs ont déjà une expérience en matière d'investissement et d'irrigation. L'abondance de la main d'œuvre familiale, notamment féminine, et la disponibilité des terres cultivables et à faible pente, expliquent pour beaucoup la motivation des agriculteurs à exploiter le lac collinaire et le rentabiliser au mieux.

Références

1. Achouri M. (1993). La conservation des eaux et du sol en Tunisie: bilan et perspectives. Séminaire : agriculture, durabilité et environnement, ATA - IAMZ, Tunis (14 p).
2. Selmi S., Talineau J.-C. (1994). L'opération lac collinaire en Tunisie semi-aride : à la recherche d'un compromis entre les objectifs de l'Etat investisseur et les aspirations paysannes. Conf. Land and water resources management in the Méditerranean region; 4-8 sept. Bari, Italy. CIHEAM/IAM-B ; vol.III : 793-814.
3. Talineau J.-C., Selmi S., Alaya K. (1994). Lacs collinaires en Tunisie semi- aride. Pour un choix plus pertinent des sites à aménager. *Sécheresse* ; 4(5) : 251-256.

Conclusions générales

1) La dégradation des milieux naturels dans les zones arides et semi-arides s'est dramatiquement amplifiée au cours de ce siècle en raison de l'accélération de la croissance démographique et de la transformation concomitante des systèmes d'utilisation des terres.

L'extension des surfaces cultivées dans des zones marginales et l'accroissement du cheptel ont entraîné différents processus de dégradation : défrichement des terres, destruction du couvert végétal, surpâturage, érosion des sols et détérioration de leur fertilité.

2) De tout temps, les hommes ont cherché, avec plus ou moins de succès, à maîtriser les ressources naturelles et à atténuer les effets des agressions qu'ils exercent, d'une façon consciente ou inconsciente, sur le milieu.

L'impact de l'action de l'homme sur le milieu peut être positif dans la mesure où cette action a été menée de façon intelligente et réfléchie et qu'elle s'exerce dans les limites de résilience des systèmes écologiques.

Mais, dans beaucoup de cas, on se trouve en situation de rupture des équilibres écologiques engendrant des déséquilibres socio-économiques plus ou moins graves.

Est-il besoin de rappeler que dégradation écologique et pauvreté vont souvent de pair et s'alimentent mutuellement ? Tout l'enjeu est de voir comment il est possible de rompre ce cercle vicieux et de créer des conditions favorables pour un développement durable.

3) De nombreuses analyses montrent que la restauration et la réhabilitation des milieux dégradés d'une part, et l'amélioration des conditions de vie des populations des régions arides et semi-arides d'autre part, ne peuvent être assurées que dans le cadre d'une politique volontariste. Mais la volonté politique ne suffit pas car il est temps qu'elle soit fondée sur des solutions techniques fiables et économiquement viables, répondant aux besoins des populations et garantissant leur adhésion.

4) Des solutions techniques plus ou moins performantes existent certes, mais leur mise en œuvre reste difficile, ne serait-ce qu'en raison du poids considérable des aléas climatiques qui caractérisent les zones arides et semi-arides. Les systèmes traditionnels ont pu intégrer de façon ingénieuse ces aléas dans leurs stratégies. De nombreux exemples nous montrent que ces systèmes ne sont plus toujours en mesure de répondre au besoin de notre temps en raison du changement de l'environnement socio-économique et technologique.

5) Des efforts gigantesques ont été déployés depuis une cinquantaine d'années en matière de restauration et de réhabilitation des milieux dégradés, notamment à travers les programmes de conservation des eaux et du sol, de développement agro-sylvo-pastoral et

de mobilisation des ressources en eau, mais ces efforts n'ont pas toujours abouti aux résultats escomptés. L'une des principales raisons qui explique ces échecs ou ces succès relatifs réside dans le fait que les paysans n'ont pas été suffisamment associés à la conception et à la réalisation des travaux entrepris et qu'ils n'ont pas été convenablement motivés pour assurer l'entretien des ouvrages réalisés et pour s'approprier des techniques qui leur sont proposées. Une évaluation systématique des résultats obtenus et une réflexion approfondie sur les actions entreprises doivent être menées en vue de tirer les enseignements de l'expérience passée et réorienter les actions futures.

6) Des efforts accrus de recherche sont requis, non seulement pour mieux comprendre le fonctionnement des systèmes écologiques, mais aussi et surtout pour mieux adapter les acquis de la recherche aux objectifs du développement et aux besoins et aux stratégies des populations. La rationalité technique doit se marier avec la logique paysanne, notamment à travers des actions appropriées de vulgarisation et d'appui au développement.

7) En matière de vulgarisation et de diffusion de l'innovation technique, il convient de souligner que l'approche participative souvent clamée est rarement mise en application. C'est plutôt l'approche descendante, selon laquelle le technicien est amené, d'une façon consciente ou inconsciente, à imposer des modèles rigides et réducteurs qui reste souvent la règle. Une vision plus globale et plus intégrée des interactions qui existent entre les facteurs écologiques et les facteurs socio-économiques et culturels est de plus en plus nécessaire pour assurer la gestion rationnelle des ressources et garantir un développement durable. Mais, là comme ailleurs, il faut passer du discours à l'action.

Discours de clôture

Monsieur le Gouverneur,

Messieurs les Professeurs,

Honorables invités,

Mesdames et Messieurs,

Permettez-moi d'abord de vous dire combien je suis heureux de présider la séance de clôture des travaux de cet important "Congrès International sur la Restauration et la Réhabilitation des Terres Dégradées arides et semi-arides", et de vous féliciter pour la qualité, la densité et la richesse de vos travaux, après une tournée sur le terrain au cours de laquelle vous avez pris connaissance des réalisations de la Tunisie, fait le point sur l'état de l'art dans ce domaine, analysé les besoins et dégagé des conclusions très pertinentes pour mieux agir dans le futur.

Mesdames et Messieurs,

Le thème de votre colloque est d'une actualité pressante voire urgente. Est-il nécessaire de rappeler que les zones arides au sens large du terme couvrent plus du tiers de la superficie du globe, qu'elles supportent le poids d'un milliard d'habitants, soit près de 20 % de la population de la planète, que 29 % de cette superficie sont déjà des déserts naturels, et que 46 % de cette superficie sont menacés de désertification ?

Ces quelques chiffres sont là pour montrer l'enjeu immense du choix du sujet de cette manifestation qui constitue l'un des plus grands défis auxquels notre monde actuel est confronté.

Mesdames, Messieurs,

Je voudrais insister sur quelques aspects qui me paraissent importants concernant le rôle de la Recherche dans la Restauration des terres dégradées. Comme vous le savez, la dégradation des terres se traduit par la réduction du potentiel des ressources naturelles renouvelables par une combinaison de processus. Il y a tout d'abord des processus naturels, comme la sécheresse du climat, l'érosion, la modification du niveau de base des bassins versants et l'invasion naturelle de plantes et d'animaux nuisibles. Mais il y a aussi des processus causés par l'homme lui-même, comme par exemple la culture de zones fragiles, la réduction des périodes de jachère, le surpâturage, la surexploitation des ressources ligneuses... Ces activités sont généralement dues, dans le monde, à des états de pauvreté ou à des développements modernes insouciants de l'impact des technologies sur l'état des terres à long terme.

Les zones arides et semi-arides sont particulièrement sensibles à ces processus. Dans ces zones, l'interdépendance entre environnement et développement y est plus forte, les baisses de potentialités du milieu plus rapides et les vitesses de reconstitution plus lentes que dans les zones à climat moins contraignant. Manipuler le milieu rural de ces zones comporte des risques de dysfonctionnements et de désordres écologiques que la Recherche doit évaluer pour prévenir et guérir. Réhabiliter des écosystèmes dégradés et des paysages désorganisés sous des climats agressifs demande une parfaite connaissance de leur fonctionnement et de leur dynamique.

Ce fut précisément un des principaux objectifs de votre Congrès de confronter vos expériences, tant sur le plan des recherches que de leur transfert sur le terrain dans un contexte de développement. Vous avez montré l'importance de la caractérisation dynamique et fonctionnelle des systèmes écologiques des zones concernées.

De nombreuses données sur le terrain sont nécessaires afin de pouvoir dégager les poids respectifs des différents paramètres, prévoir les évolutions futures, dégager des tendances à long terme et en même temps trouver des réponses à court terme pour les populations qui tirent leur subsistance de leur milieu, et sont soumises à un nombre croissant de contraintes. De plus, l'ampleur de la dégradation des terres n'est pas suffisamment localisée ; elle varie dans un temps et dans l'espace et de façon non linéaire.

Une information quantitative et objective, régulièrement mise à jour, sur l'état de la dégradation, son étendue, sa dynamique, les risques encourus d'irréversibilité et sur la résilience des systèmes est nécessaire, tant pour les décideurs nationaux que pour les populations locales. Elle doit être disponible à tous les niveaux, donc comparable d'un endroit à un autre, ce qui signifie qu'elle doit être homogène et géoréférencée. Elle est absolument nécessaire pour prendre des mesures et en évaluer l'effet.

Mesdames et Messieurs,

De nombreux programmes ont été entrepris, utilisant les moyens classiques de l'observation sur le terrain et les moyens de la télédétection : ils fournissent des données intégrables dans des systèmes d'information géographique avec des données d'ordre socio-économique. Trois approches complémentaires coexistent, répondant à des objectifs différents et utilisant des moyens spécifiques :

- l'approche globale des grands programmes internationaux de veille continentale et planétaire, destinée à la modélisation et qui donne des indications de tendance peu utilisables aux niveaux national et local ;
- l'approche régionale et nationale qui a conduit à la mise en place de systèmes d'alerte précoce pour la sécurité alimentaire : ces systèmes utilisent des données des satellites météorologiques tels que METEOSAT et NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) ; ils fournissent des produits quotidiens et décadaires tels que les indices de végétation, dont on suit l'évolution et les écarts par rapport à une normale, et l'estimation des précipitations ;
- l'approche nationale et locale, dans des programmes cadres nationaux comme les programmes nationaux de lutte contre la désertification, les plans d'action forestiers tropicaux, les plans nationaux d'action environnementale, les stratégies nationales de conservation de la nature et des plans de développement locaux. Cette approche utilise plutôt les satellites d'observation de la Terre à haute définition tels que LANDSAT et

SPOT. Elle permet la réalisation de cartes de l'occupation et l'utilisation des terres, de la végétation et des ressources, des espaces cultivés, des pâturages, des forêts, des zones dégradées ou sensibles. Des bases de données intégrales dans des systèmes d'information géographique (SIG) sont maintenant des produits courants.

De tels programmes sont conduits au niveau national par un grand nombre d'acteurs qui utilisent des méthodologies, des nomenclatures et des échelles très diverses : ils fournissent des informations souvent difficilement comparables qui empêchent d'avoir une vue synthétique de la dégradation des terres et de son évolution. De plus, l'hétérogénéité des capacités nationales et régionales, le manque de données et de moyens, la mauvaise diffusion des résultats à ceux qui en ont besoin, conduisent à repenser le cadre général d'acquisition et de traitement des données et celui de la dissémination de résultats comparables et utilisables à des fins de développement viable.

C'est le grand avantage de la Convention de lutte contre la désertification dans les pays particulièrement affectés par la sécheresse et la désertification, spécialement en Afrique. On y a en effet prévu que les parties signataires prennent des engagements précis à différents niveaux pour remédier à la situation décrite plus haut et ainsi assurer des solidarités locales, nationales et régionales. Il s'agit notamment de renforcer les capacités nationales en matière climatique, météorologique, hydrologique et en matière de systèmes d'alerte rapide et de prévision.

Il est nécessaire, également, d'harmoniser les programmes nationaux dans des cadres sous-régionaux et régionaux. Il est prévu que ces parties intègrent et coordonnent leur collecte de données, leurs analyses à court et long terme, et assurent une observation systématique de la dégradation des terres, et une meilleure compréhension des phénomènes pour mieux les réduire. Cela devra se faire :

- par une mise en réseau des institutions compétentes et des liaisons plus fortes entre les échelons nationaux, sous-régionaux et régionaux,
- par l'utilisation de systèmes et de normes compatibles, et de technologies modernes alliées au savoir-faire local et traditionnel,
- par la production incluant la collecte de cartes de bases de données régulièrement mises à jour permettant de suivre les évolutions cruciales dans les zones à risque et la mesure de certains paramètres caractéristiques.

Il conviendra également de s'assurer que toutes ces activités produisent des informations utilisables par les communautés locales et des décideurs et qu'elles parviennent en temps utile et à des coûts acceptables. Cet effort devra être appuyé par les aides bilatérales, multilatérales et par la communauté internationale dans son ensemble et de façon coordonnée afin notamment d'éviter de faire double emploi. De la même façon, les parties s'engagent à accroître leur effort de recherche pour une meilleure connaissance des diverses causes de la dégradation des terres. Une attention particulière est donnée au transfert de technologies et à leur maîtrise par le renforcement des capacités nationales et sous-régionales par tous les moyens adéquats.

Mesdames, Messieurs,

La recherche pour le développement ne peut se contenter d'étudier passivement le fonctionnement et la dynamique des systèmes écologiques suite aux perturbations, et de déplorer les dysfonctionnements et désordres écologiques engendrés par celles-ci. En fait, ces recherches sur la dynamique trouvent leur justification dans le cadre de la prévention, mais aussi celui de la reconstitution du milieu rural.

Certes, depuis quelques décennies, "l'homme tente de refaire ce qu'il défait", ou de "recréer la nature". Mais ces tentatives, menées le plus souvent de manière empirique, sectorielle, et manquant souvent d'assises socio-économiques réelles, ont connu des réussites très diverses (reforestation, conservation des eaux et des sols...). Avec les premières études à approche globale écosystémique sur la dynamique des systèmes perturbés et les premiers modèles d'évolution régressive du milieu, on a cru que, en tentant d'inverser ces modèles, on pourrait restaurer et réhabiliter les espaces dégradés ; on espérait par cette voie revenir à l'état initial et au système écologique de référence. Malgré de très belles réussites, il y eut encore des échecs partiels car, dans ces tentatives, on a cherché à gérer l'avenir avec des règles du passé, et si on a réussi la réhabilitation d'un système écologique, on a rarement réussi l'intégration au paysage. En outre, en cas de réussite, on n'a souvent pas su préserver et gérer ce qui avait été refait.

Néamoins, l'ensemble de ces succès ou échecs est riche en enseignements et doit forcément fournir les éléments supplémentaires qui manquent pour la mise en place d'une écologie de la réhabilitation et de la restauration.

Mesdames et Messieurs,

Honorables invités,

Cette réunion me donne l'occasion de rappeler que la Tunisie, sous l'impulsion du Président Ben Ali, connu, de par le monde, pour être l'un des défenseurs les plus fervents de la protection de l'environnement, n'a ménagé aucun effort tant à l'échelle nationale qu'internationale pour sauvegarder le patrimoine naturel et lutter contre toutes formes de dégradation de l'environnement.

La lutte contre la désertification constitue l'une des grandes priorités de l'ère nouvelle; les réalisations accomplies par la Tunisie sont nombreuses, leur exposé nécessiterait de longs développements qui sortent du cadre de mon propos. Elle est une vérité, une nécessité, dont nous sommes convaincus dans mon pays.

C'est qu'il nous incombe à nous tous, maghrébins, arabes, africains, méditerranéens et autres de conjuger nos efforts, d'œuvrer conjointement et de s'associer afin de faire face aux multiples dangers de ce fléau.

Les pays concernés se doivent de mettre en commun leurs expériences et leurs moyens humains et matériels. Ces problèmes n'ayant pas de frontières, il y va de l'avenir de nos peuples.

Mesdames et Messieurs,

Je tiens à remercier nos honorables invités pour leur précieuse contribution. Vous n'ignorez pas que la tenue de manifestations telles que celle d'aujourd'hui, telles que celle de "MED 21" qui s'est tenue ce mois-ci à Tunis, constitue, pour les éminents experts que vous êtes, l'occasion propice à l'échange d'expériences et de vues, à la concertation permanente et à la coordination des efforts nécessaires à la réalisation de nos objectifs communs.

Bienvenus en Tunisie et merci pour votre attention.

Mongi SAFRA
Secrétaire d'État auprès du Premier Ministre
Chargé de la Recherche Scientifique et de la Technologie

Figure 1. La Nefzaoua dans son contexte géologique (d'après carte au 1/500 000e du Ser-vice Géologique de Tunisie, 1985, ré-duite 1,7 fois) :
cQ : Pleistocène continental gypso-calcaire ;
dQ : dunes quaternaires ;
MPL : Miopliocène ;
Cal-ce : calcaires cénommaniens ; marron clair : Sénonien.

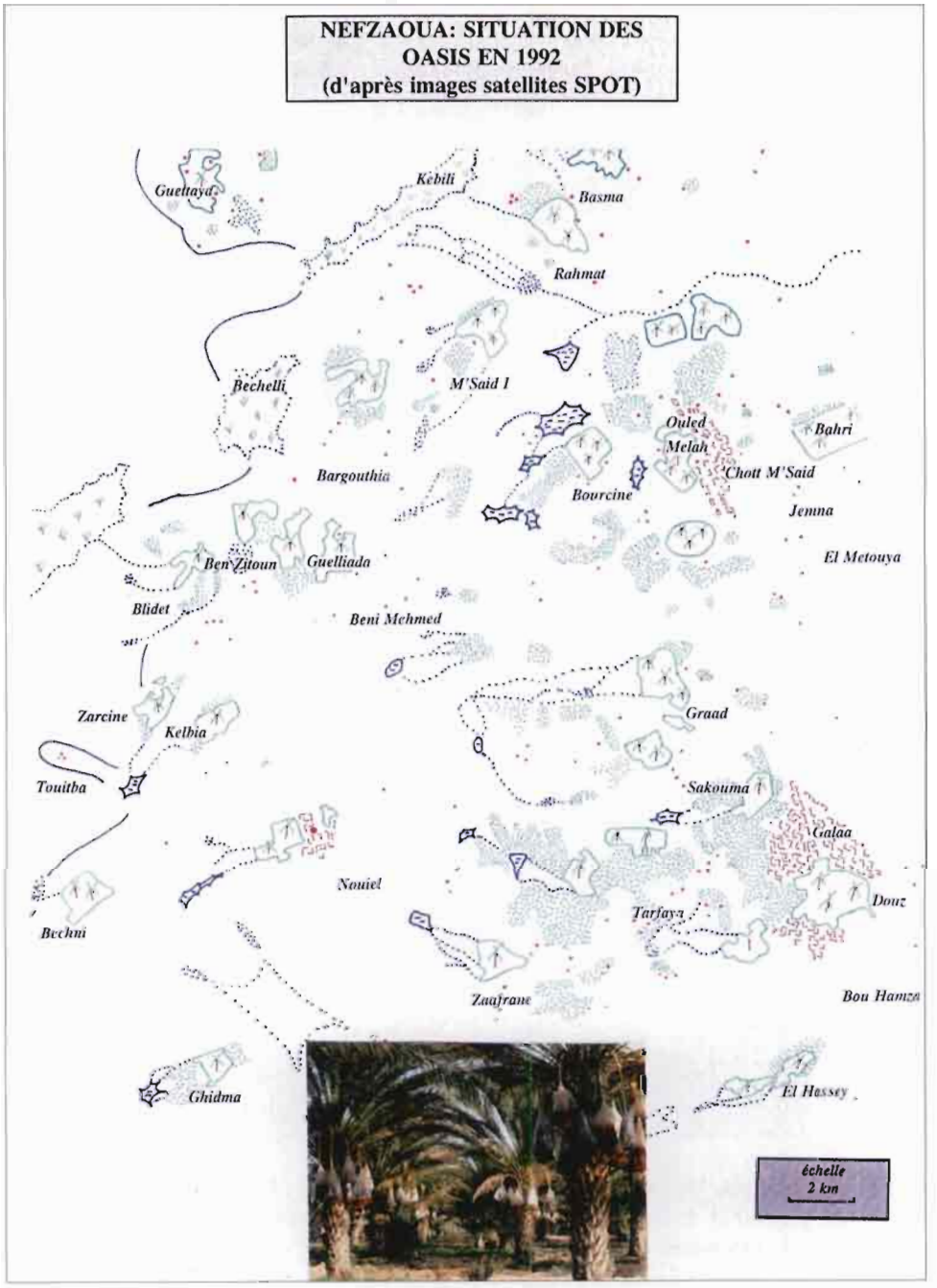


Figure 2. Situation des oasis (d'après interprétation des images SPOT de juillet 1992) : en pointillé rouge : les aïouns ; en continu vert : les oasis traditionnelles et modernes ; en pointillé vert : les cultures d'extension ; en pointillé bleu : les axes de drainage naturel.

Figure 3. Oasis d'El Guettar.
A. Développement de l'oasis vers le chott (à gauche de la photo).
B. Amendements organiques sur les sols très salés de chott.

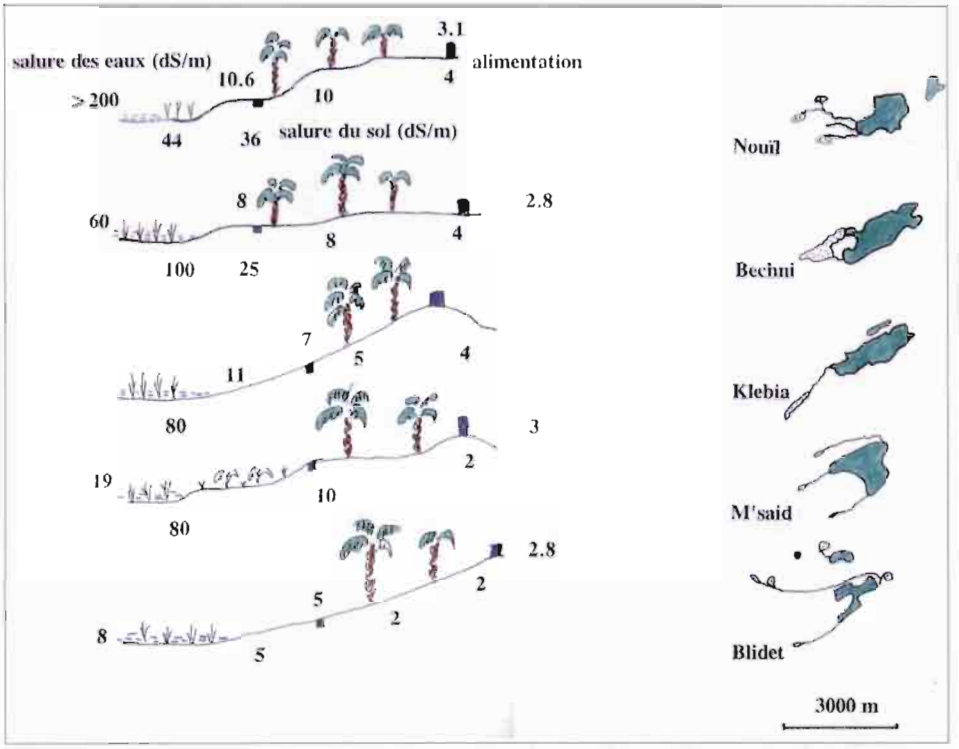
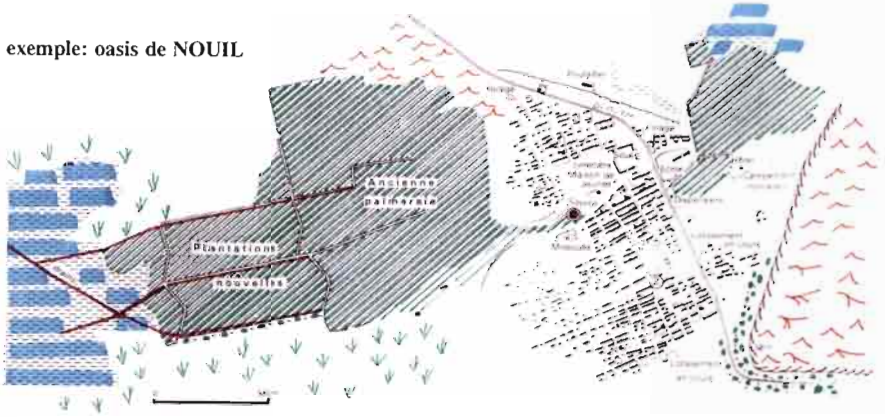


Figure 4. Position topographique de quelques oasis de la Nefzaoua. La salure des sols est indiquée en dessous, tandis que la salure des eaux est indiquée à trois niveaux : celui de l'alimentation (forage), celui du drainage principal à la sortie de l'oasis, celui de la zone d'accumulation des eaux de drainage.

NEFZAOUA: Rehabilitation des oasis par drainage. Nouil (situation en 1994)

exemple: oasis de NOUIL



Oasis et village de Noueil (d'après Bisson, 1992)

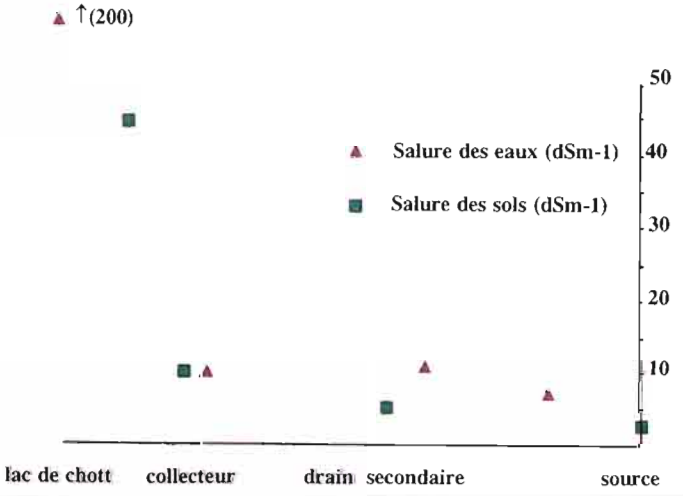


Figure 5. Réhabilitation des oasis par drainage : exemple de Nouïl.

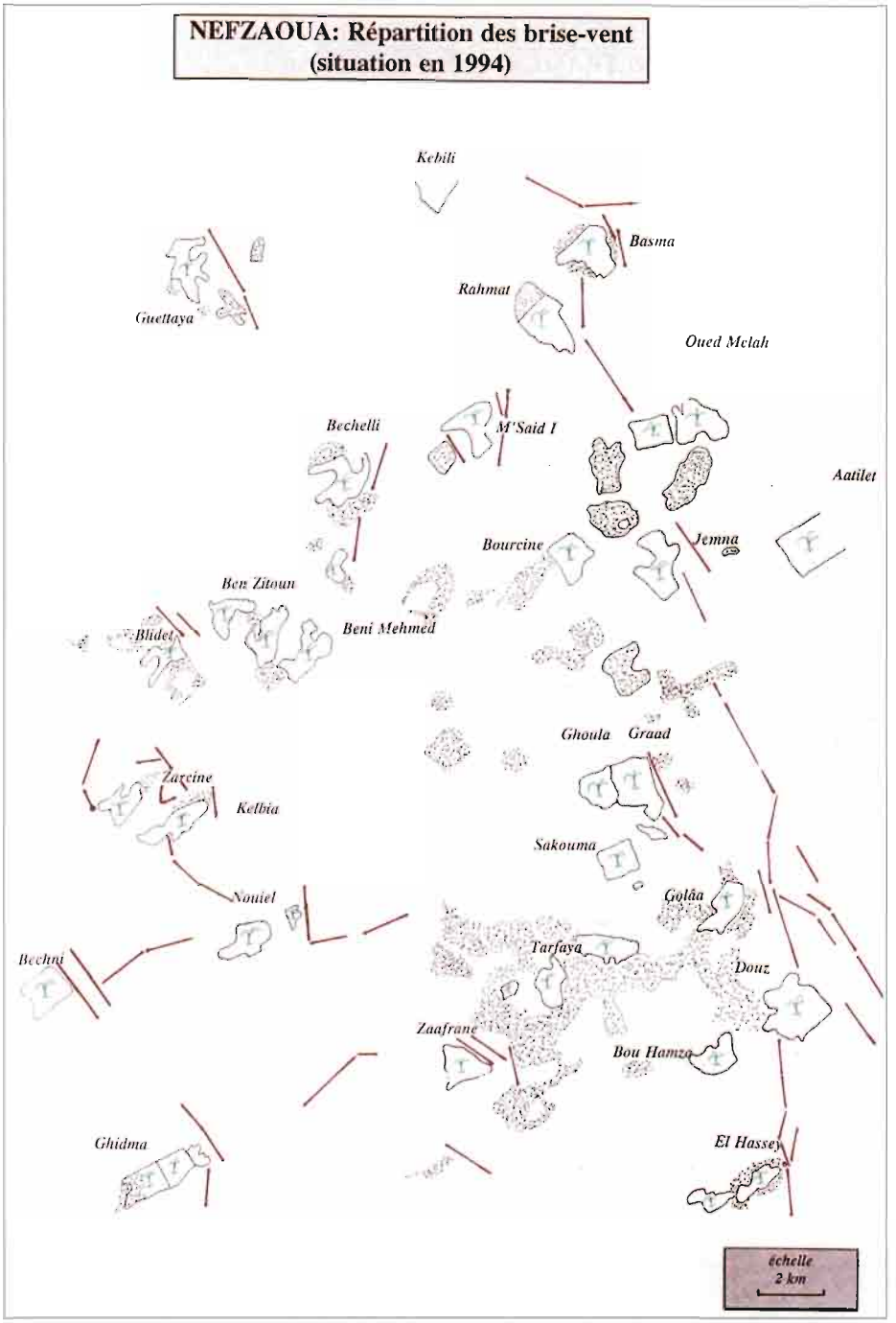


Figure 6. Répartition des brise-vent dans la Nefzaoua.
Seuls sont représentés les brise-vent visibles sur l'image SPOT du 14:07:92 (traitement CNT).

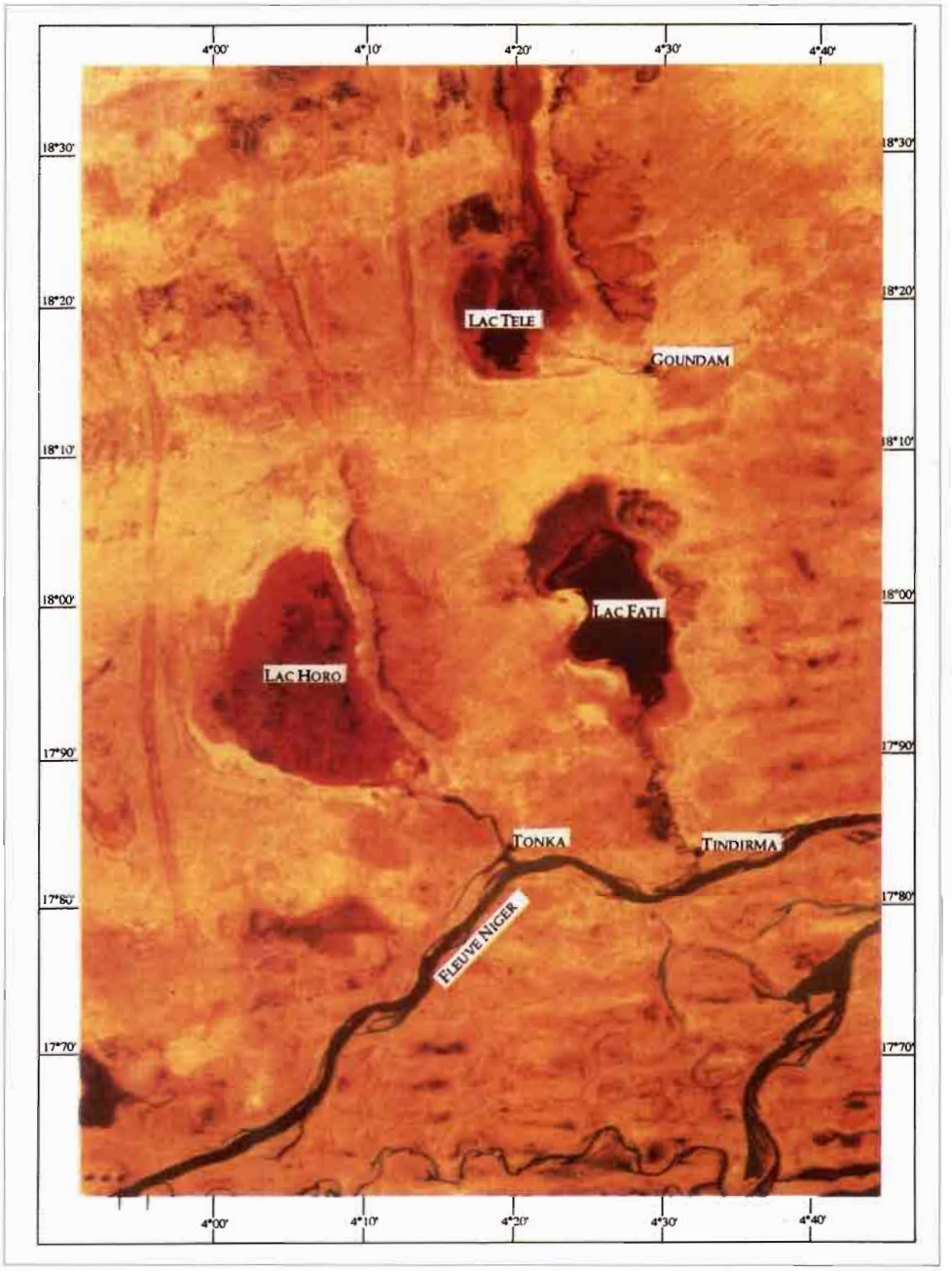


Figure 2. Partie de l'image satellite Landsat MSS couvrant la région du Lac Horo. Superficie approximative de 3 600 km^2.

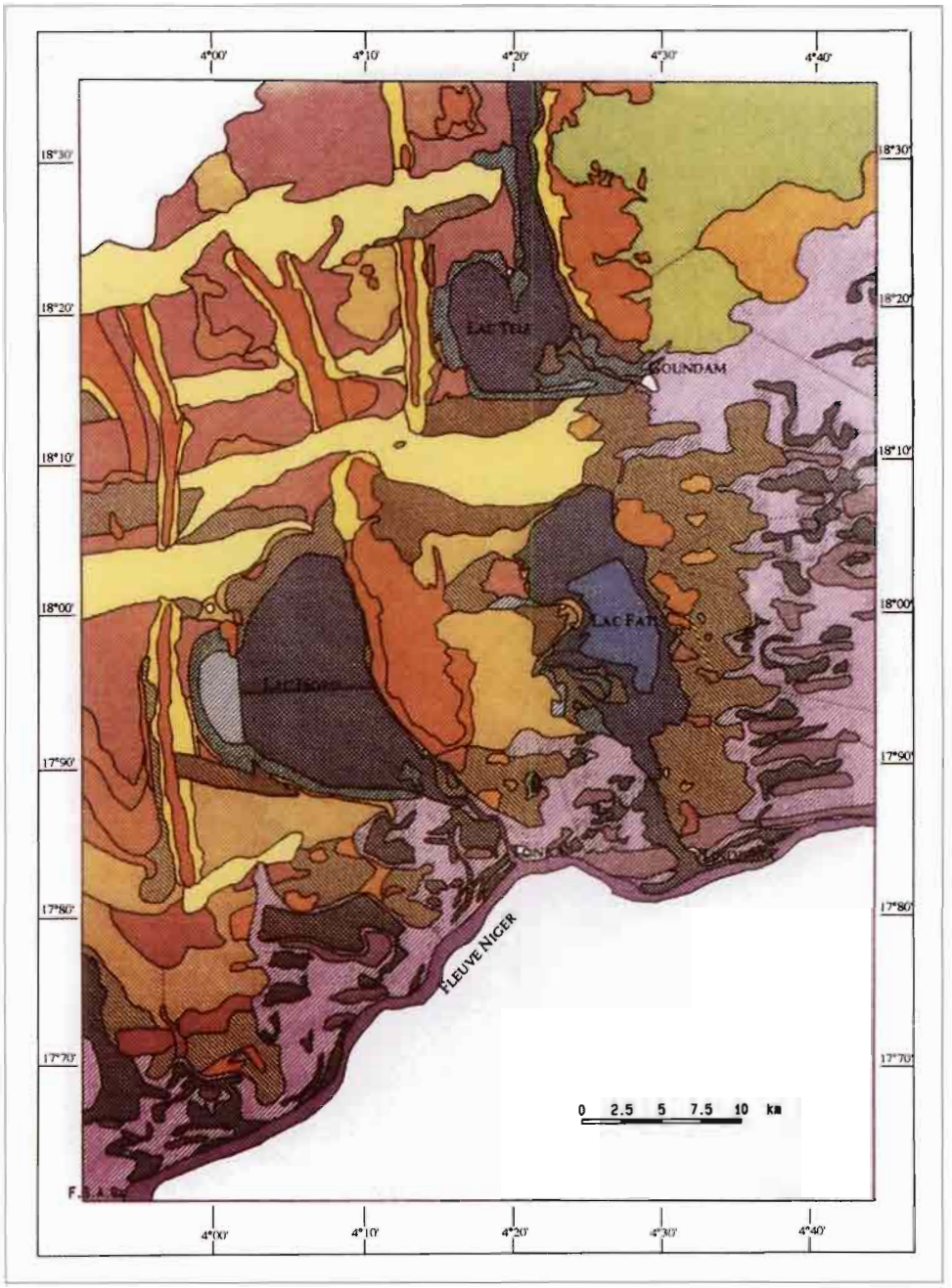


Figure 3. Carte des unités morphopédologiques et des types de végétation de la région du Lac Horo.

SYSTEME EOLIEN

S1 : Placage éolien épais des versants raides.

S2 : Larges dunes longitudinales émoussées de direction E-W de forte épaisseur.

S3 : Succession de dunes et d'interdunes convexes d'orientation générale N-S, paysage de petites collines (aspect réticulé sur les photos).

S4 : Dunes longitudinales parallèles d'orientation NE-SW, succession de dunes et d'interdunes.

S5 : Champs de dunes peu élevées sur matériel détritique à relief peu prononcé formant des collines basses en alternance avec des glacis gravillonnaires.

S6 : Plaines de sables éoliens formant un manteau sableux épais sur matériel détritique affleurant par endroit.

S7 : Dunes vives à arête saillante.

SYSTEME LACUSTRE

L1 : Fond des grands lacs.

L2 : Dépressions et plaines lacustres temporairement inondées.

L3 : Terrasses exondées en bordure des lacs.

L4 : Plaines ou dunes aplanies en bordure des lacs.

L5 : Dépressions reliées au lac par des axes d'écoulement, cuvettes de décantation, mares temporaires.

SYSTEME FLUVIATILE

F1 : Lit du fleuve Niger.

F2 : Terrasses et plaines alluviales partiellement inondées par les eaux du Niger en crue.

F3 : Zones basses alimentées par les eaux de ruissellement et la crue du Niger : cuvettes, mares, bras secondaires.

F4 : Dunes longitudinales du delta intérieur, d'orientation E-W.

SYSTEME DETRITIQUE

D1 : Versants, sommets et arêtes rocheux et leur démantèlement en éboulis.

D2 : Complexe comprenant des affleurements rocheux peu élevés, leurs versants d'altération et d'épandage et des placages éoliens peu épais.

D3 : Collines basses et glacis d'épandage gravillonnaire, dépôts éoliens peu épais.

D4 : Dépressions et bas-fonds, zones de divagation des axes d'écoulement et des eaux de ruissellement.

Légende de la carte des unités morphopédologiques et de types de végétation ; zone lacustre (Mali).

Figure 1. Lac Dekikira (Ousslatia - Kairouan).

Figure 2. Lac Sadine 2 (Makthar - Siliana).

Imprimé par JOUVE – 18, rue Saint-Denis, 75001 PARIS
N° 231944R – Dépôt légal : Décembre 1995

Au cours des dernières décennies, de nombreuses manifestations internationales ont fait le point des connaissances concernant la dégradation, la désertification et la baisse de la productivité des terres en zone aride, et des conséquences socio-économiques que ces phénomènes entraînent.

A ces occasions, des ébauches de solutions pour lutter contre ces désordres, voire désastres écologiques, ont été avancées, et de nombreuses tentatives visant à «refaire ce que l'homme a défait» ont été entreprises.

C'est donc dans ce cadre, conformément aux mesures inscrites à l'Agenda 21 de la conférence de Rio, que s'est tenu en Tunisie, du 14 au 19 novembre 1994, un congrès international sur la «restauration et la réhabilitation des terres dégradées des zones arides et semi-arides», organisé par le Gouvernement Tunisien et l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le développement en coopération.

RESEAU ZONES ARIDES

9 782742 001019