

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumédiène
Faculté des Sciences Biologiques**



THÈSE DE DOCTORAT

**En écologie et environnement
Option : Sécheresse et Désertification**

Présentée par :

Halima SLIMANI

**Mécanismes de désertification de la steppe des
Hautes Plaines d'Algérie : cas de la steppe d'alfa
(*Stipa tenacissima* L.)**

Soutenue publiquement le 30 janvier 2012 devant le jury :

Mme D. NEDJRAOUI	Pr. USTHB / FSB (Alger)	Présidente
M. A. AIDOU	IR-HDR CNRS (Univ. Rennes1)	Directeur de thèse
Mme F. ROZÉ	MC-HDR (Univ. Rennes1)	Co-directrice de thèse
Mme H. KADI-HANIFI	Pr. USTHB / FSB (Alger)	Examinatrice
M. M. BOUAZZA	Pr. Univ. Tlemcen	Examineur
M. N. HANIFI	MCA. USTHB (Alger)	Examineur

Mécanismes de désertification de la steppe des Hautes Plaines d'Algérie : cas de la steppe d'alfa (*Stipa tenacissima* L.)

Résumé

La désertification des parcours pastoraux steppiques arides constitue une des problématiques fondamentales de développement dans le Sud de la Méditerranée; elle soulève avec acuité les questions de restauration et de gestion de ces écosystèmes qui ont été dans leur ensemble, soumis au surpâturage depuis des décennies.

Divers modèles ont été développés pour expliquer la dynamique des écosystèmes arides dont l'origine, les causes et les mécanismes de changement sont souvent peu ou pas connus. Le suivi à long terme et la connaissance de l'histoire d'un écosystème dégradé ont été souvent avancés comme le meilleur moyen de comprendre ces changements et surtout, de définir les références pour le pilotage des actions de réhabilitation de cet écosystème. Dans le cas présent, le système préexistant est une steppe aride dans laquelle l'alfa (*Stipa tenacissima* L.) a représenté l'espèce dominante et dont le caractère "clef de voûte" vis-à-vis de la composition spécifique et des conditions édaphiques a été démontré.

Trente-cinq années de surveillance ont permis de décrypter les principales facettes de la dynamique de cet écosystème et de faire ressortir l'importance des fluctuations dues au climat dans les changements de végétation et de sol sous l'effet du surpâturage ovin.

Les résultats de ce travail permettent de discuter les modèles dynamiques existants et d'avancer des propositions opérationnelles de réhabilitation dans le cadre de nouveaux modes de gestion préconisés dans les parcours steppiques d'Algérie.

Mots clés : Algérie, Steppe, *Stipa tenacissima*, désertification, suivi à long terme, sécheresse, pâturage, sol, dynamique, mise en défens, restauration.

Avant-propos

Ce document représente l'aboutissement d'une aventure de plusieurs années de travail semé d'embûches et de défis à relever. Cette thèse n'aurait sans doute jamais vu le jour sans l'aide, le soutien et les encouragements de nombreuses personnes à qui je tiens à exprimer ma profonde gratitude.

Mes plus grands remerciements vont chaleureusement à mon directeur de thèse, M. Ahmed Aidoud pour m'avoir fait confiance et pour avoir continué à m'encadrer après le magister. Je vous suis très reconnaissante d'avoir été un excellent conseiller scientifique, le travail avec vous est fructueux et toujours dans la bonne humeur.

Je remercie Mme Françoise Rozé, maître de conférence à l'université de Rennes 1, d'avoir accepté de co-diriger ce travail. Ses précieux conseils et remarques ont été d'un grand apport.

Je tiens à exprimer tous mes remerciements aux membres du Jury qui ont très vite accepté d'évaluer ce travail malgré leurs nombreuses occupations :

Mme Dalila Nedjraoui, Professeur à l'USTHB pour avoir accepté de présider le jury et pour ses encouragements ;

Mme Halima Kadi-Hanifi, Professeur à l'USTHB et responsable du laboratoire d'écologie et environnement qui a bien voulu examiner ce travail ;

M. Mohamed Bouazza, Professeur à l'université de Tlemcen, pour l'intérêt qu'il a manifesté à ce travail et qui a bien voulu se déplacer pour faire part de ses critiques

M. Nadir Hanifi, Maître de conférence à l'USTHB, qui a accepté d'examiner le travail et pour ses encouragements.

Je tiens à remercier aussi toute l'équipe « Dynamique des Communautés » (université de Rennes1) pour son accueil. Je remercie en particulier Anne Bonis pour son accueil chaleureux et ses encouragements. Mes remerciements vont également au professeur Jean Touffet, pour sa gentillesse et ses conseils constructifs.

Que tous mes amis et collègues de l'USTHB qui m'ont prodigué aide, conseils et encouragements trouvent, ici, ma sincère reconnaissance. Je remercie en particulier Mme Kadik, Mlle Zenchi, Mr Djaffer Boudarba, Mme et M. Amirouche et Mme Abrous pour leur sympathie et leurs encouragements constants. Merci à Mlle Hourizi pour sa gentillesse et pour sa contribution précieuse à l'impression du document et à Mme Kheddache pour sa disponibilité, son écoute et ses conseils avisés. Un gros merci à Réda Djebbar pour la constance de son soutien et de sa disponibilité, il a été un véritable 'grand frère' et m'a toujours été d'un grand secours pour résoudre mes problèmes.

Merci aux responsables du HCDS de Djelfa et d'El Bayadh de m'avoir permis d'effectuer ma mission de 2010 et de m'avoir fourni le véhicule de terrain. Je tiens en particulier à remercier Messieurs Brouri, Moussa, Mahboubi et Taib pour leur aide et leur amabilité.

Mes remerciements vont également aux autorités locales de Rogassa qui nous avaient offert le gîte et évité de longs trajets quotidiens.

Je remercie chaleureusement mes amis Lila et Abdou Chalabi, Chebouti et Badreddine qui ont apporté à la thèse, un regard externe pertinent.

Les journées de terrain n'auraient jamais été aussi agréables sans l'aide précieuse des ingénieurs que j'ai encadrés entre 2000 et 2010 : Lakrid, Chadli, Benkhalfoune, Macheroum , Benmerad, Badaoui , Berkai, Hadjout, Tassaïoust. Je remercie également le chauffeur Mezouar et le technicien de la station de Méchéria, Kada, pour leur participation aux relevés de terrains

Ma reconnaissance va également au Professeur Zohir Sekkal, président du Mouvement écologique algérien et à M. Abdelkader Khelifa, conseiller au MADR et chargé de la désertification, pour l'intérêt qu'ils portent à ce travail.

Il m'est agréable de remercier la charmante et sympathique Danielle Le Texier, qui m'a toujours reçu chaleureusement chez elle et m'a fait découvrir la Bretagne. Et je ne saurais oublier Mme Aidoud pour son accueil et ses encouragements.

Mes sincères remerciements vont également à tous les amis pour m'avoir toujours encouragé et poussé à soutenir, en particulier Karima, Souhila, Nadia, Sophia, Dalila et Kamel.

Et finalement, les derniers mais non les moindre, je tiens à remercier ma famille pour leur soutien et leur encouragement grandement apprécié. Je cite en particulier El Hadj, ma sœur Souhila et son mari Ramzi, mes tantes. Mon père qui n'a jamais cessé de m'encourager.

Un immense merci à mama qui a contribué le plus à la réalisation de ce travail, par sa patience, son aide en me soulageant souvent de toutes les tâches ménagères.

Introduction

La désertification représente un risque majeur pour les écosystèmes arides; elle est liée à deux types de perturbation dans le sens défini par Withe & Pickett (1985) : les sécheresses occasionnelles plus ou moins longues et la pression anthropique de plus en plus intense, dont l'effet dans le cas présent se manifeste par un surpâturage. Ces deux perturbations constituent les principales « forces motrices » des changements dans la plupart des systèmes arides dans le pourtour du Sahara (IPCC¹, 1996). Les changements relevant à la fois du fonctionnement et de la dynamique à long terme, ont fait l'objet d'un débat riche, et même parfois assez âpre autour des hypothèses et modèles théoriques censés en exprimer les mécanismes (e.g. Hermann & Hutchinson, 2005).

Une des composantes de la théorie de non-équilibre reconnue dans ces milieux (Wiens, 1984) est celle des "seuils" (Holling, 1973); elle a été conceptualisée et expérimentée à travers un essai de réhabilitation dans des écosystèmes arides dégradés, notamment en Afrique du Nord (Aronson *et al.*, 1993). Selon cette théorie, un système peut franchir un seuil d'irréversibilité et peut accéder à l'un des multiples états stables alternatifs possibles (Westoby *et al.*, 1989).

L'Algérie, au même titre que les autres pays du Nord de l'Afrique, doit faire face actuellement, à la dégradation et à la désertification des écosystèmes les plus fragiles, et notamment les parcours pastoraux arides. L'évaluation de cette dégradation est d'autant plus difficile que le milieu est très fluctuant, en raison essentiellement de la variabilité spatiale, ainsi que temporelle de la pluviométrie. La pluie demeure la principale source d'humidité et le facteur prépondérant du fonctionnement de ces écosystèmes (Noy-Meir, 1974 ; Rutherford, 1980).

¹ La liste des principales abréviations est donnée en annexe

En Afrique du Nord, comme en Afrique sahélienne, le pâturage extensif a été depuis des siècles, une réponse des populations humaines à ce type de climat ainsi qu'à la dispersion des ressources fourragères. Cet usage traditionnel dominant dans les terres de parcours steppiques arides se déroulait dans des conditions relativement équilibrées à travers les déplacements des pasteurs nomades largement majoritaires, reflétant une stratégie opportuniste adaptée à l'aridité et son corollaire, la variabilité des précipitations (Boukhobza, 1982, Ellis & Swift, 1988). Dans le nord de l'Algérie, les parcours pastoraux typiques se situent essentiellement sur les Hautes Plaines steppiques dont la plante emblématique a été l'alfa (*Stipa tenacissima* L.²). Dans cette steppe, l'alfa était l'espèce dominante; cette graminée pérenne constituait ce qui était alors la « mer d'alfa » tant les nappes étaient étendues à perte de vue (Cosson, 1853 ; Trabut, 1889). En 1896, Whal évalue à 70%, la surface des Hautes Plaines couverte par les nappes alfatière. Cette steppe représente le système préexistant ou "système historique indigène" au sens de Aronson *et al.*, (1993). Au cours des trente dernières années, les steppes arides et semi-arides du Maghreb, en particulier celles d'alfa du Sud-Oranais algérien ont connu une régression importante, induisant des changements significatifs dans la communauté végétale et le milieu (Aidoud, 1994 ; Aidoud & Touffet, 1996 ; Slimani, 1998 ; Aidoud *et al.*, 1999). Ces changements ont été qualifiés de désertification, phénomène touchant particulièrement les zones arides (Dregne, 1992; Kassas, 1994). Les zones arides demeurent en effet les plus vulnérables en raison de leur fragilité sur le plan écologique, mais également en raison d'une croissance démographique élevée et rapide qui a aggravé la pression sur les ressources naturelles (Dregne, 1983).

La steppe choisie pour représenter les parcours à alfa de plaine de l'Algérie est la steppe de Rogassa. Cette dernière a constitué, depuis les années 70 à nos jours, le support de plusieurs

² La nomenclature taxonomique utilisée est celle de Quezel et Santa (1962-63) sauf indication spéciale (cf. liste en annexe 1)

études. En effet, ce parcours avait été retenu comme site permanent dans le cadre du programme de coopération "Ecologie et Potentialités de la Steppe" entre les universités d'Alger (Algérie) et de Rennes 1 (France), programme qui s'est poursuivi durant 23 années. Rogassa a été retenue ensuite comme site pilote dans le cadre des projets CAMELEO³ et ROSELT/OSS⁴. Une parcelle de 12 ha a été mise en défens dans ce site dès juillet 1975 pour servir de témoin des conditions de végétation, de géomorphologie et de sol homogènes. Des dispositifs de surveillance du fonctionnement et de la dynamique ont été alors mis en place. Les travaux ont concerné la variabilité saisonnière et interannuelle de la biomasse et de la diversité des plantes en fonction des précipitations durant 18 ans (Aidoud, 1989, 1992), le comportement physiologique de *S. tenacissima* (Nedjraoui et Touffet, 1994), la banque de graines dans le sol et ses capacités germinatives (Hanifi & Touffet, 1989).

Caractérisée à l'origine par une faible hétérogénéité, cette steppe a conservé, durant une longue période ses principaux attributs vitaux, attesté par les différents travaux phytoécologiques (Achour, 1983 ; Aidoud-Lounis, 1984 ; Hanifi & Touffet, 1989), ainsi que par le fonctionnement (Aidoud, 1989 ; Nedjraoui, 1990). Une dégradation de la végétation et du sol, accompagnée d'un changement dans la composition floristique sont mis en évidence dans la partie pâturée, montrant un rôle bénéfique de la mise en défens (Aidoud & Touffet, 1996 ; Slimani, 1998 ; Aidoud *et al.*, 1999, Slimani & Aidoud, 2004).

De nombreux travaux ont été consacrés à l'analyse des effets de l'exclusion du pâturage sur la végétation et le sol (Holechek *et al.*, 2006a ; Holechek *et al.*, 2006b ; Mekuria *et al.*, 2006; Meissner & Facelli, 1999; Valone *et al.*, 2002; Valone & Sauter, 2005) avec des conclusions variées des résultats de cette exclusion. La majorité de ces travaux a porté sur les effets de la

³ EU project: Changes in Arid Mediterranean Ecosystems on the Long term and Earth Observation

⁴ Réseau d'Observation et de Suivi Ecologique à Long-Terme, programme de l'Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS)

mise en défens sur des parcours déjà dégradés; très peu se sont intéressés au suivi de la dynamique dans un parcours en bon état dans des conditions de surpâturage et de mise en défens. Il était alors nécessaire d'approfondir les investigations sur la dynamique de l'écosystème et les processus de désertification sur une longue période dans un système en situation de surpâturage et de protection.

Le présent travail se situe dans une problématique de dynamique à long terme et utilise les résultats d'une surveillance ayant débuté il y a plus de 35 ans, surveillance à long terme initiée par le Centre de Recherche sur les ressources Biologiques Terrestres (CRBT) devenu ensuite Unité de Recherche sur les ressources Biologiques Terrestres (URBT) de l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB).

Les résultats de la compréhension de la dynamique de ces écosystèmes par l'analyse de certains indicateurs et attributs vitaux constituant la base permanente du suivi, permettra de définir un support d'aide décisionnel afin d'orienter les actions de restauration et de réhabilitation. Aussi, l'objectif de ce travail peut-il se décliner en trois questions :

Quelle est l'importance des changements de la composition et de la diversité spécifique et des conditions édaphiques ? Peut-on détecter des seuils de non-résilience franchis et peut-on qualifier ces changements de désertification ?

Quelles sont les principales causes de dégradation ? En particulier, quelle est la part du surpâturage et des sécheresses récurrentes dans les changements de la végétation et du milieu ?

Quelle est la tendance actuelle du système étudié et quelles implications sur la restauration et en particulier, quel rôle peut jouer la mise en défens ?

Afin de répondre à ces questions, deux approches sont adoptées pour le suivi de l'évolution de la végétation et du sol. La première consiste en une analyse de certains attributs du système le long d'un gradient de pâturage qui s'était créé autour de la mise en défens depuis son installation. Il s'agit donc d'une approche dite chronoséquentielle ou synchronique; elle permet la simulation d'une évolution de la steppe par l'étude simultanée de communautés contigües correspondant à des séquences temporelles. Cette approche a été utilisée en 1993, puis complétée jusqu'en 2010. La méthode suppose des conditions d'homogénéité du milieu écologique de départ. La deuxième approche utilise les résultats de la surveillance de 1975 à 2010 en considérant six années « jalons » durant cette période afin de valider l'approche synchronique.

Notre travail est structuré en huit chapitres :

Les **premier** et **second** chapitres présentent respectivement (1) le cadre d'étude avec une description de *Stipa tenacissima* L., de la végétation et du milieu physique et (2) la méthodologie retenue.

Le **troisième** chapitre est un essai de synthèse sur la désertification, ses principales causes et ses retombées écologiques et socio-économiques.

Le **quatrième** chapitre illustre les variables et facteurs du milieu, en ne retenant que les plus visibles ou les plus facilement décelables comme la pluviométrie et les composantes édaphiques, éléments de surface incluant le couvert végétal et les principales caractéristiques physico-chimiques du sol.

Les résultats sur l'évolution de la diversité et des principales espèces, la dynamique de la végétation sont présentés dans le **cinquième** chapitre.

Les trois derniers chapitres focalisent sur la dynamique de l'écosystème pâturé avec deux thèmes principaux : les ressources fourragères dans le cadre d'un usage essentiellement pastoral et les possibilités de restauration des parcours dégradés. Ainsi, le **sixième** chapitre traite de la théorie et des concepts de la dynamique et de la restauration, tandis que le **septième** chapitre analyse l'évolution quantitative des ressources fourragères.

Finalement, le **huitième** et dernier chapitre présente une synthèse de l'ensemble des résultats de la surveillance à long terme sur trente-cinq années, avec une mention particulière pour les leçons apprises, en particulier en matière d'écologie de la restauration.

Première Partie :

Cadre d'étude, Méthodes et Désertification

Chapitre premier :

Cadre d'étude

Des descriptions détaillées de *Stipa tenacissima* et des steppes où cette plante a dominé ont été fournies dans nombre de travaux (Trabut 1889, Hanifi, 1982 ; Nedjraoui, 1981, 1990 ; Bouazza, 1991; Aidoud, 1983, 1989 ; Kadi-Hanifi, 1998 et Slimani, 1998, Tazairt, 1992). Aussi il ne sera fait ici qu'un rappel des principales caractéristiques écologiques et de végétation. Nous nous intéresserons au cas des nappes du Sud-Oranais (fig. 1), et en particulier celle du plateau de Rogassa qui a été choisi à l'origine en raison de sa densité végétale et de l'homogénéité du milieu.

1. L'alfa : présentation générale

Stipa tenacissima, appelée communément « alfa ou halfa » au Maghreb ou « esparto » en Espagne, a été décrite par de nombreux auteurs : Trabut (1889), Metro (1947), Killian (1948), Boudy (1950), Lacoste (1955), Abdelkrim (1988), Achour (1983), Aidoud (1989), Djebaili (1988), Bouazza (1991), Suarez *et al.* (1992), Aidoud-Lounis (1997), Nedjraoui (1990). Un rappel des principales caractéristiques de l'espèce s'impose en raison de l'importance de cette plante dans le maintien de l'équilibre de l'écosystème et de son intérêt économique

1.1. Taxonomie

L'alfa, décrite pour la première fois en 1755, a été aussi appelée *Machrochloa tenacissima* en 1829 (Loefl. Ex L.), puis *Lasipagrostis tenacissima* (Loefl. Ex L.) en 1842 (Le Floch et Boulos, 2008). Ce taxon considéré très polymorphe à l'échelle de son aire de répartition, a suscité depuis plusieurs décennies des études en vue de le subdiviser. C'est ainsi que Barreña *et al.* (2006) In Le Floch et Boulos (2008), distinguent deux sous espèces : *tenacissima* et *gabensis*. La première est plus répandue dans la partie nord de l'aire de l'espèce, du Portugal à la Tunisie; la seconde est plus méridionale avec quelques sites en Algérie.

L'alfa, est une endémique de la Méditerranée occidentale. Son aire de répartition est limitée par les isohyètes 100 et 500 mm (Le Houérou, 1969). Sa répartition géographique est bien délimitée dans la partie occidentale du bassin méditerranéen. L'aire de distribution de *Stipa tenacissima* englobe à l'ouest la région S-E de la péninsule ibérique et se prolonge en Afrique du Nord par les Hauts Plateaux du Maroc oriental, ceux de l'Algérie, les steppes tunisiennes et la zone steppique montagneuse du N-O de la Libye. En Algérie, les nappes alfatières les plus denses occupaient les Hautes Plaines du Sud-Oranais (fig. 1) donnant aux paysages une grande homogénéité et monotonie, ce qui lui a valu autrefois, son qualificatif de « mer d'alfa ».

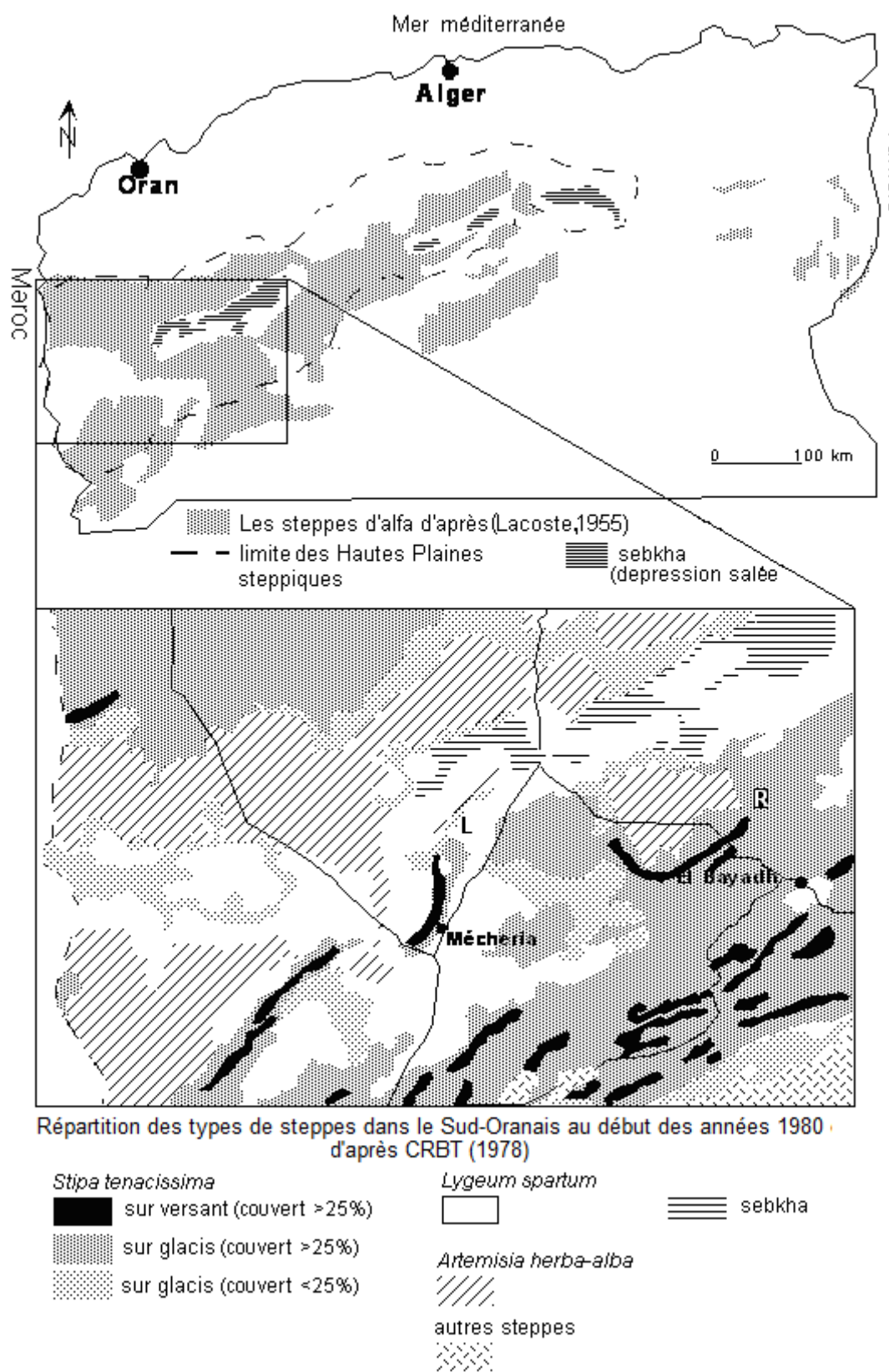


Figure 1. Répartition des steppes d'alfa en Algérie (années 1950) et dans le Sud-Oranais (années 1970). Le site d'observation de Rogassa est indiqué par "R".

1.2. Ecologie

L'alfa se développe sur des sols à substrat calcaire (Maghreb) le plus souvent, ou marno-calcaire (Espagne), bien drainés en général. Trois types d'alfa sont distingués selon le site occupé : l'alfa de glacis à très faible pente ($<2\%$) ; l'alfa ensablé dont la taille peut dépasser 1.50 m lorsque l'ensablement est limité à la touffe ; et l'alfa de montagne (Ozenda, 1982).

S. tenacissima est une poacée vivace, cespiteuse et xérophile. La partie aérienne de la touffe d'alfa comprend les feuilles portant des gaines imbriquées les unes dans les autres, surmontées de limbes qui peuvent atteindre 100 cm à maturité (Ghrab, 1981), et les inflorescences. La partie souterraine est formée par le rhizome caractérisé par les entre-nœuds et par des racines adventives très ramifiées.

L'alfa présente deux périodes de vie ralentie : hivernale et estivale (Lacoste, 1955). La Floraison a lieu entre mi mars et mai selon la quantité de pluies (Djebaili, 1978). L'espèce supporte des basses températures (-19°C à Rogassa en 1976). Son activité photosynthétique optimale se déroule à des températures comprises entre 15 et 25°C (Harche, 1985). La croissance végétative se fait par circination dans laquelle la touffe se vide au centre. La couronne formée (1 à 2m de diamètre) éclate et les "fragments" qui en résultent évoluent vers de nouvelles touffes.

L'espèce présente une capacité adaptative au stress hydrique élevée grâce à sa grande capacité de rétention d'eau (Pugnaire & Haase, 1996 ; Puigdefábregas *et al.*, 1996 ; Cerdà, 1997). Cette capacité de rétention d'eau est favorisée par la présence en grande quantité de litière sur pied constituant la nécromasse (Domingo *et al.*, 1998), représentant près de 90% de la phytomasse de la touffe (Aidoud, 1989). Cette partie joue un rôle important dans la fixation des sols en limitant les effets de l'érosion. De plus, sa forme et son mode de croissance horizontal confèrent à la touffe un rôle d'abri à un cortège d'espèces végétales et animales, et constitue un obstacle efficace contre les mouvements de l'eau et des sédiments.

La steppe d'alfa est constituée de touffes séparées par un espace interstitiel à couverture végétale très faible. Du point de vue des caractères édaphiques, une différence significative existe entre touffe et espace interstitiel en particulier concernant la texture et le taux de matière de la couche de surface (Aidoud *et al.*, 1999) confirmant les résultats obtenus par Puigdefábregas & Sanchez (1996), Cerdà (1997) et Domingo *et al.* (1998). Ces résultats, montrent le rôle que la touffe d'alfa joue, dans le système, par ses aptitudes à intercepter et à retenir l'eau et les sédiments. La relation entre la baisse de vigueur des touffes d'alfa et la sensibilité à l'érosion, a été montrée par simulation (Sanchez & Puigdefábregas, 1994). Les capacités adaptatives de l'espèce à l'aridité (Nedjraoui, 1990 ; Aidoud, 1992 ; Pugnaire & Haase, 1996), complètent les propriétés de l'alfa pour en faire une " espèce clef de voûte " du système au sens de Aronson *et al.* (1995). Il est connu que le dépérissement des touffes entraîne la destruction des propriétés édaphiques et en particulier du rôle protecteur contre l'érosion, avec pour conséquence, une différence plus faible entre la touffe et l'espace interstitiel. Cette diminution reflète la destruction de la structure d'un système qui est resté longtemps dominant, tendance qui semble se refléter à travers la composition de la végétation (Aidoud, 1994).

1.3. Usages

Le premier usage des steppes d'alfa a été avant tout pastoral pendant des siècles. Cependant, en tant que fourrage, l'alfa lui-même est en général faiblement apprécié par les ovins. Les feuilles ont une valeur énergétique faible (0.25 à 0.35 UF/kgMS), mais les inflorescences très appréciées présentent une valeur de 0.6 UF/kgMS (CRBT, 1978 ; Nedjraoui, 1981).

L'exploitation et l'utilisation artisanales des feuilles a toujours existé et se poursuit de nos jours. L'arrachage de l'alfa est une très vieille activité qui fournissait de la matière première à l'artisanat domestique des pasteurs (vannerie, natterie, cordage, sacs, etc.), en général sans grand dommages pour les nappes.

Depuis le début du XIX^{ème} siècle, suite à l'avènement de la papeterie à base d'alfa, la production de cette espèce a constitué une richesse précieuse en Espagne et au Maghreb, et particulièrement en Algérie qui a connu une grande prospérité. L'alfa des hauts plateaux a été le fournisseur alfatier le plus important à partir du Nord de l'Afrique. Cette industrie du papier a été introduite il y a plus d'un siècle (1896) et l'Algérie a pendant longtemps exporté sa production notamment vers l'Angleterre et l'Ecosse. L'alfa donnait un papier fabriqué au Royaume Uni de qualité reconnue mondialement. Après les années 1980, l'industrie papetière, représentée essentiellement par l'usine de Mostaganem, a été contrainte de fermer ses ateliers de fabrication de pâte, suite aux difficultés d'approvisionnement en alfa. Certains analystes, expliquent ces difficultés par la rareté de cueilleurs d'alfa due à l'exode rurale en niant presque la dégradation spectaculaire des nappes alfatières.

2. Les steppes d'alfa

2.1. Les steppes d'alfa en Algérie

Les steppes d'alfa qui occupaient 4 millions d'ha en Algérie, se localisent sur les mi- et bas-versants des djebels de l'Atlas saharien et des Aurès; elles forment des peuplements assez homogènes sur les Hautes Plaines du Sud-Oranais (cf. carte de l'occupation des terres, CRBT, 1978). Ces steppes qui sont considérées comme le dernier stade de dégradation des formations forestières (Djebaili, 1978 ; Pouget, 1980 ; Le Houérou, 1995), occupent les stades de transitions entre les forêts de pin d'Alep, de chêne vert, et les steppes à chaméphytes (Le Houérou, 1969); elles couvrent les glacis du quaternaire ancien à moyen de l'Aride (s.l.), et se développent en général sur sol peu profond, de l'ordre de 10-15cm (Djebaili, 1978 ; Achour 1983 ; Aidoud-Lounis 1997).

La structure d'un peuplement d'alfa est une mosaïque avec des touffes individualisées et du sol interstitiel. Le sol sous-jacent à la touffe d'alfa forme une butte qui assure au système un ensemble d'attributs vitaux concernant en particulier la rétention de l'eau et la richesse en éléments biogènes (Djebaili, 1978 ; Melzi, 1986 ; Puigdefabregas et Sanchez, 1996).

Les steppes d'alfa décrites par plusieurs auteurs (CRBT, 1978 ; Djebaili, 1978 ; Aidoud *et al.*, 1982 ; Achour, 1983 ; Aidoud-lounis, 1984), peuvent présenter des formations pur ou mixte avec d'autres espèces tels que *Artemisia herba alba*, *Lygeum spartum* et *Salsola vermiculata*.

La plus grande partie des autres espèces sont des thérophytes et des petites vivaces à existence variable. Ce sont les « éphémères » par opposition aux pérennes (Aidoud, 1983) considérées comme des « arido-passives » par opposition aux arido-actives (Evenari, 1985).

Malgré l'importance de leur aire de répartition, les steppes d'alfa n'ont cependant pas de valeur phytosociologique (Djebaili, 1978 ; Achour, 1983 ; Aidoud-Lounis, 1997) où leur rattachement à une unité bien individualisée a toujours été controversé (Kaabache, 1990). Cependant, les groupements d'alfa sont rattachés par Maire (1926) au *Stipetum tenacissimae* ; ils sont intégrés dans l'association à *Stipa tenacissima* et *Launaea acanthoclada* pour Celles (1965) ; ils sont élevés au rang d'alliance de *Stipo-Launaeion acanthocladae* par Kaabache (1990) et rattachés au groupe de *Plantagino albicantis-Helianthemetum ruficomi* par Kadi-Hanifi-Achour (1998).

2.2. La steppe d'alfa de Rogassa (système préexistant)

Le site de surveillance continue fait partie des Hautes Plaines sud-oranaises et se situe sur le plateau de Rogassa qui couvre environ 30 000 ha. Le site d'étude est localisé à 1095 m d'altitude (33°56' N, 00°51'), près du village de Rogassa, à une trentaine de km au Nord de la ville d'El Bayadh (fig. 1). Le site correspond à une station permanente installée par le CRBT depuis 1975 en vue d'observations et d'expérimentations sur le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes steppiques.

2.2.1. Végétation

A l'installation du site de surveillance continue en 1975, la steppe de Rogassa présentait une structure relativement homogène et avait été choisie comme représentant l'une des plus belles et importantes nappes d'alfa de plaine en Algérie (fig. 1). Nous considérons ce système préexistant comme le « système historique » au sens d' Aronson *et al.* (1993) dont les caractéristiques sont consignées dans le tableau 1.

L'ensemble de la steppe du plateau de Rogassa était intégré dans l'unité physionomique d'alfa pur selon la feuille d'El Bayadh de la carte de l'occupation des terres au 1/200000 (CRBT, 1978). La steppe de Rogassa se place dans les groupements d'alfa pur de glacis d'après l'analyse des steppes d'alfa de l'ensemble du Sud-Oranais (Achour, 1983) et celle de la végétation du Bassin-versant du Chott Ech-Chergui (Aidoud, 1984). Le cortège floristique se caractérise par des espèces telles que *Ziziphora hispanica*, *Bromus squarrosus*, *Brachypodium distachyum*, *Xeranthemum inapertum*, *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme*, *Crepis vesicaria*...indicatrices de milieux que la plupart des auteurs (Le Houérou, 1969 ; Celles, 1975 ; Djebaili, 1978 ; Pouget 1980 ; ...) placent en climat relativement humide (semi-aride voire même sub-humide), sur la base de la pluviosité moyenne de la station de Rogassa et de sa situation climatique, exprimant une situation biologique et édaphique bien conservée.

Dans ce système, la steppe est représentée par un peuplement en mosaïque avec des touffes individualisées de *Stipa tenacissima* et du sol interstitiel à faible couverture végétale. Le sol sous-jacent à la touffe d'alfa forme une butte qui assure au système un ensemble d'attributs vitaux : de meilleures conditions d'alimentation et de rétention d'eau, plus grande richesse en

matière organique et en éléments biogènes (Djebaili, 1978 ; Melzi, 1986 ; Puigdefabregas et Sanchez, 1996). La hauteur moyenne des touffes est de 40-70 cm (Aidoud, 1983). Ces caractéristiques font de *Stipa tenacissima* une espèce structurante au sens de Huston (1994) dont dépend l'essentiel de la structure et du fonctionnement du système.

Tableau 1. Caractères du couvert végétal et de la surface du sol du plateau de Rogassa (d'après Aidoud *et al.*, 1998). Données moyennes (intervalle de confiance $p=0.05$) de 10 relevés effectués en 1975-76 dans le plateau de Rogassa.

Couvert végétal global :	$50 \pm 7 \%$
Couvert de la végétation pérenne (<i>S. tenacissima</i> essentiellement)	$46 \pm 9 \%$
Caractères de la surface du sol :	
Litière	$17 \pm 4 \%$
Eléments grossiers	$16 \pm 4 \%$
Ensablement de surface	0.6%
Caractères du sol (1er horizon 20-30 cm)	
Argiles	$13 \pm 1 \%$
Limons	$21 \pm 3 \%$
Sable	$66 \pm 4 \%$
Taux de matière organique	$1.8 \pm 0.5 \%$

2.2.2. Milieu

Cadre climatique

Les steppes du Sud Oranais sont assez bien connues du point de vue écologique suite aux nombreux travaux en la matière (Djebaili, 1978 ; Le Houérou *et al.*, 1979 ; Djellouli, 1981, 1990 ; Achour, 1983 ; Aidoud-Lounis 1984 ; Bouzenoune, 1984).

Le climat est un facteur déterminant dans la distribution et le fonctionnement des peuplements végétaux. Les steppes algériennes se caractérisent par un climat de type méditerranéen aride avec une saison estivale longue et sèche.

Deux paramètres climatiques fondamentaux pour caractériser le climat, en l'occurrence les pluviosités et les températures, sont analysés. Ces données sont recueillies auprès de l'Office National de la Météorologie (ONM). Les données considérées sont celles de la station principale d'El Bayadh, étant le poste le plus proche (environ 30 km) de la station d'étude et disposant de données de plus d'un siècle.

Les précipitations conditionnent entièrement les disponibilités hydriques. Sous climat aride, et plus particulièrement dans la station étudiée, l'eau constitue le facteur limitant pour la vie végétale. Les précipitations qui sont faibles par définition, interviennent par leur quantité, mais également par leur répartition saisonnière et annuelle.

La pluviométrie moyenne annuelle calculée pour la période de 1975 à 2007 est de 252 mm (fig. 2). Les précipitations accusent une grande variabilité interannuelle caractéristique fondamentale du climat aride. L'importance de la variabilité interannuelle est attestée par le coef-

ficient de variation annuelle qui est égal à 32 %, relativement plus élevé que la valeur calculée pour une plus petite période (1977 à 1993), de l'ordre de 24% (Slimani, 1998).

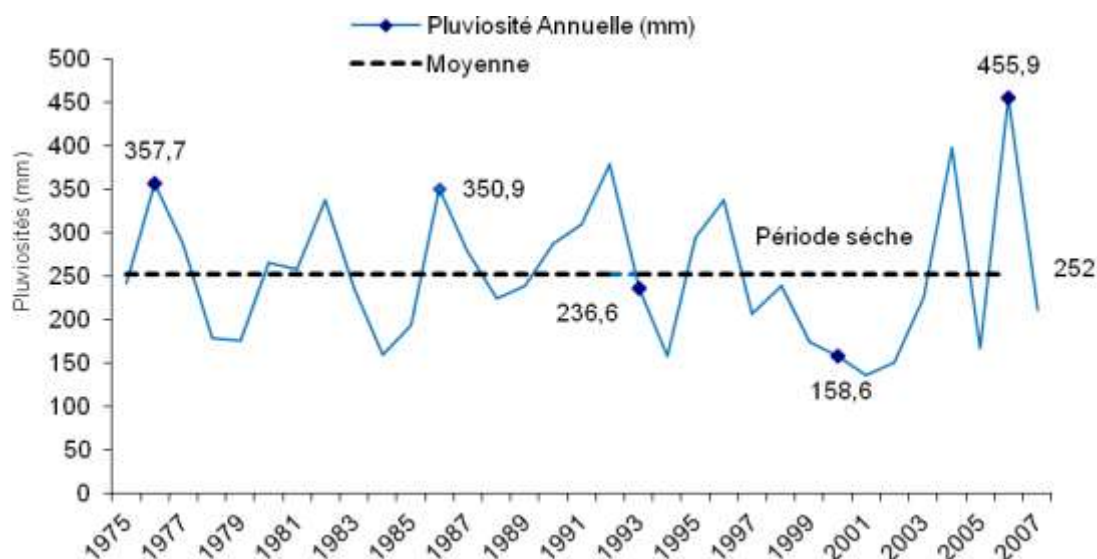


Figure 2. Variabilité inter-annuelle de la pluviosité (mm) de la station d'El Bayadh pour la période 1975-2007

Les données indiquent que les années 1976 et 1986, considérées dans cette étude dynamique, sont très humides et accusent des valeurs respectives de près de 358 et 350 mm, enregistrées entre septembre et août. Par ailleurs, les trois autres années considérées et durant lesquelles nous avons réalisé nos mesures sont très variables. Ainsi, 1993 est une année moyenne avec 236 mm de pluie, 2000 a été une année très déficitaire avec 159mm et enfin, 2006 une année très humide avec plus de 455 mm.

Le tableau 2 montre également une grande variabilité mensuelle comme le confirme bien les très hautes valeurs des coefficients de variations, qui varient de 68 % à plus de 114%. Le mois de juillet est le mois le plus sec avec une moyenne de 6 mm/an et le mois de mars est le plus arrosé avec près de 30mm/an.

Tableau 2. Moyennes mensuelles de pluviométrie Pm (mm) de la station d'El Bayadh pour la période 1975-2007

	sep	oct	nov	dec	jan	fev	mar	avr	mai	juin	juil	aoû	ann
Pm	23,2	25,5	25,8	22,6	24,1	20,3	29,6	23,6	25,4	15,2	6,0	12,5	251,93
CV %	93,2	93,5	82,8	68,4	91,4	74,2	85,5	72,4	85,5	98,3	114,0	76,0	31,9

CV : coefficient de variation

La répartition saisonnière des pluies montre un régime saisonnier de type PAHE, où le printemps et l'automne sont les plus arrosés avec des valeurs respectives de près de 78 mm et 74 mm, l'été étant la saison sèche avec seulement 34mm (tab. 3). Ainsi, les précipitations d'automne ont un rôle important dans le cycle biologique annuel même si celles d'hiver et de printemps ne sont pas à sous estimer du fait que l'une contribue à maintenir l'humidité du sol et l'autre intervient en phase de croissance (Aidoud ,1989).

Tableau 3. Répartition moyenne saisonnière des précipitations (mm) de la station d'El Bayadh (période 1975-2007).

Saisons	Automne A	Hiver H	Printemps P	Été E	Régime
Précipitations (mm)	74,5	66,0	78,6	33,6	P A H E

Les températures jouent un rôle déterminant dans la vie des végétaux et des animaux. Il s'agit surtout de températures extrêmes (minima et maxima). Les steppes arides d'Algérie se caractérisent par des régimes thermiques de type continental et des amplitudes thermiques élevées avec des températures qui restent relativement stables (Chaumont et Paquin, 1971 ; Djellouli *et al.*, 1994). La température moyenne annuelle est de 14.94 °C avec des moyennes, M, des maxima de 33.79 °C en juillet. La moyenne, m, des minima, exprimant le degré et la durée de la période critique des gelées, est de - 0.06°C en janvier (tab. 4). La température peut atteindre des valeurs très basses avec un minimum absolu enregistré à la station de Rogassa de - 19°C.

D'autres paramètres climatiques peuvent également jouer un rôle important dans la vie du végétal, et accentuer les effets des températures. Il s'agit en particulier des gelées et des vents.

La région d'El Bayadh subit entre 40 et 60 jours de gelée blanche par an qui peut se produire dès octobre et jusqu'en mai, contribuant ainsi à faire baisser les températures minimales plus dans le négatif.

Tableau 4. Températures moyennes mensuelles d'El Bayadh (période 1976-2006).

	sep	oct	nov	dec	jan	fev	mar	avr	mai	juin	juil	aoû
t _{ma}	28,05	21,06	14,36	11,11	9,64	12,1	15,18	18,4	23,41	30,03	33,79	33,34
t _{mi}	15,01	9,78	4,33	1,30	-0,06	1,10	3,47	6,143	10,54	16,1	19,77	19,19
t _{mo}	21,54	15,56	9,29	6,11	4,72	6,51	9,46	12,42	17,18	23,2	26,87	26,35

t_{mo} : température moyenne ; t_{mi} : moyenne des minimums ; t_{ma} : moyenne des maximums.

m : moyenne des minimums du mois le plus froid = - 0.06 °C

M : moyenne des maximums du mois le plus chaud = 33.79 °C

L'action du sirocco, vent chaud et sec provenant du sud, peut à son tour faire monter les températures à plus de 38°C.

La synthèse du climat fait appel à différents indices et diagrammes proposés par plusieurs auteurs. Parmi les expressions les plus utilisées en steppe et intégrant les variables pluviosité et température, citons le quotient pluviothermique (Q2) d'Emberger (1952), le diagramme ombrothermique et l'indice xérothermique de Bagnouls et Gaussen (1953).

Le diagramme ombro-thermique d'El Bayadh permet de distinguer deux saisons (fig. 3) : l'une froide et pluvieuse entre octobre et avril, et l'autre chaude et sèche qui s'étale sur environ six mois. Les valeurs du Q2 (égale à 25,66) et de la température moyenne des minima du mois le plus froid ($-0,06^{\circ}\text{C}$), situent la station dans l'étage bioclimatique aride supérieur à hiver froid.

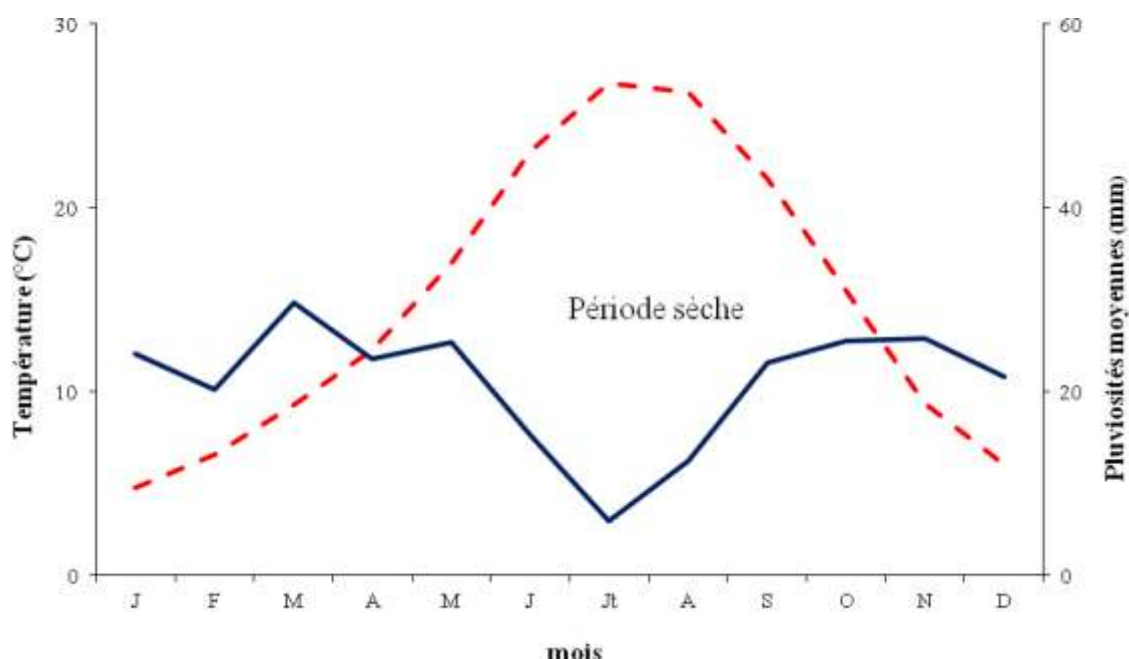


Figure 3. Diagramme ombrothermique de la station d'El Bayadh. Les données utilisées sont des moyennes de la période 75-2004 pour les température et 75-2007 pour les pluviosités..

Les changements climatiques et leurs effets sur les ressources végétales seront abordés dans le quatrième chapitre.

Cadre oro-topographique et édaphique

Le cadre oro-topographique et édaphique de la station de Rogassa est un glaciais d'ablation de très faible pente ($<2\%$). Il s'agirait d'un glaciais du quaternaire ancien (Aidoud, 1989) dont la surface a été modelée en « versant-glaciais » (Pouget, 1980).

Le sol de profondeur relativement faible (25 à 30 cm), repose sur une croûte calcaire épaisse indurée en surface. Le sol à l'origine tel qu'il est décrit par Aidoud (1983, 1989), est rattaché au groupe des sols « à croûte calcaire » selon Ruellan (1970), caractéristique des steppes de glaciais. Dans ce groupe, le calcaire constitue un facteur déterminant; le pH est de 7.8 et le taux de calcaire total de 17 %. Les principale caractéristiques physico-chimiques du sol de Rogassa sont données dans le tableau 5.

La surface du sol, outre le tapis végétal et la litière dont la fréquence relevée par points-quadrats est en moyenne de 69 % (Aidoud, 1989), présente un très léger voile sableux discontinu (2%) et des éléments grossiers (6%). Le reste de la surface est couvert d'une pellicule dite « de glaçage » (23%). C'est une pellicule de quelques mm (microhorizons) dont la formation est complexe (Casenave et Valentin, 1989); elle est généralement attribuée à des processus physiques mais elle peut être d'origine biologique due à divers cryptogames (Floret, 1981).

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques du sol de la steppe du plateau de Rogassa (Hanifi, 1982).

variables		variables	
Argiles (%)	8.6 ± 2.2	C/N	8.5 ± 0.8
Limons fins (%)	13.2 ± 2.8	Matière organique (%)	0.8 ± 0.1
Limons grossiers (%)	8.4 ± 2.3	pH	7.8 ± 0.4
Sables fins (%)	47.2 ± 2.8	Ca (meq/100g)	28.7 ± 2.9
Sables grossiers (%)	22.6 ± 5.5	Mg (meq/100g)	3.2 ± 0.9
CaCO ₃ (%)	17.0 ± 1.2	K (meq/100g)	1.0 ± 0.2
Carbone (C %) :	4.6 ± 0.6	Na (meq/100g)	0.41 ± 0.06
Azote (N %) :	0.50 ± 0.04		

Analyses effectuées par l'ANRH

Le sol occupé par les racines est d'environ 20 cm de profondeur et renferme un taux élevé d'éléments grossiers (70%) de nature calcaire. La couleur est brun-clair (5YR4/4, Munsel) et la texture est sableuse en surface et sablo-limoneuse en profondeur. Les analyses physico-chimiques du sol (moyenne et intervalle de confiance de 6 profils effectués en 1975) indiquent que le taux de matière organique est faible (Hanifi, 1982); il s'explique par un niveau trophique peu élevé des sols de steppes arides en général mais également en raison de la situation des profils étudiés dans l'espace inter-touffes d'alfa. En effet, dans cette même station des mesures effectuées sur des échantillons de sol prélevé dans la partie sous-jacente de la touffe ont fourni des taux pouvant atteindre 3%. Au début des travaux de surveillance, les conditions de sol étaient relativement homogènes sur l'ensemble du plateau de Rogassa. Par ailleurs, la capacité d'échange totale, les teneurs du carbone et de l'azote total ainsi que le rapport C/N montrent de faibles valeurs.

Chapitre deuxième :

Méthodes

L'étude de la désertification est abordée par une approche dynamique (Floret & Pontanier, 1982 ; Graetz, 1991 ; Dodd, 1994 ; Le Houérou, 1994 ; Milton *et al*, 1994 ; Barbero & Quezel, 1995). Deux approches ont été utilisées pour étudier la dynamique de la végétation, l'une indirecte ou synchronique, l'autre consistant en un suivi à long terme.

1. Approche indirecte ou synchronique

Dans bien des cas, l'étude de la dynamique est abordée par l'analyse des variations spatiales de la structure et de la composition floristique des communautés végétales présentes à un instant donné dans un espace plus ou moins homogène (Lepart & Escarre, 1983). Il s'agit alors d'ordonner les communautés suivant des séries ou des séquences de végétation (Braun-Blanquet, 1936 ; Gaussen, 1951 ; Le Floch *et al*, 1972).

Cette approche est surtout appliquée lorsque les modifications de la végétation sont trop lentes pour que les changements soient perceptibles par l'approche directe (Lepart & Escarre, 1983). Pour dégager une analyse assez précise, il est important de mener l'étude dans des stations caractérisées par une uniformité du milieu (climat, substrat..) et par la même nature de perturbation (Lepart & Escarre, 1983). C'est la méthode qui a été appliquée en 1993, dans la station de Rogassa, le long d'un gradient de pâturage qui constituait l'unique perturbation (Slimani, 1998 ; Aidoud *et al*, 1999).

Cette approche reste toutefois critiquable du fait qu'une perturbation récente ne passe pas forcément par les mêmes étapes que celle d'une placette issue d'une perturbation ancienne; la végétation environnante, qui n'est peut être pas la même que celle d'il y a un siècle, agit sur la dynamique de la communauté (Egler, 1954). Cependant, la méthode synchronique est celle qui permet de dégager les grandes tendances de la dynamique de la végétation.

2. Suivi à long terme

Le suivi à long terme et la connaissance de l'histoire d'un écosystème dégradé ont été souvent avancés comme le meilleur moyen de comprendre les changements de la végétation et du milieu, et surtout de définir les références pour le pilotage des actions de réhabilitation de cet écosystème.

Dans les milieux très variables et imprédictibles, il est difficile de faire la part des fluctuations réversibles des changements à long terme. La surveillance (monitoring) à long terme est considérée comme l'approche la plus utile et la plus efficace pour répondre à cette problématique (Kraaij & Milton, 2006); elle consiste à procéder à des observations et des mesures systématiques en vue de vérifier la conformité de l'évolution de certains paramètres par rapports à des références ou standards (Finlayson & Mitchell, 1999). Cette démarche nécessite des observations périodiques sur une longue période.

Peu de travaux se sont basés sur des résultats de surveillance à long terme en zone aride du Nord de l'Afrique. Les évaluations, en l'absence de références historiques, ont été longtemps approchées de façon synchronique basées essentiellement sur les relations de contiguïté spatiale entre communautés végétales reliées à des typologies écologiques plus ou moins tranchées.

Une approche intermédiaire dite diachronique consiste à comparer pour un même système écologique l'état actuel à un état antérieur plus ou moins lointain. Une telle méthode relève souvent de l'inventaire ou de l'expertise exploratoire qui définit souvent les communautés végétales à partir de la physionomie (Finlayson & Mitchell, 1999).

Les travaux de Watt (1981) de Braun-Blanquet *et al* (1957), en Amérique Waggoner et Stephens (1970) représentent des exemples d'étude diachronique sur une durée assez longue.

L'approche directe est particulièrement adaptée à l'étude des conséquences de manipulation d'écosystèmes (Lepart et Escarre, 1983). Elle a été notamment utilisée pour connaître l'impact du pâturage (Milton & Davies, 1947 ; Delpech, 1975) , ainsi que celui des modifications du milieu (Mellinger & Mc Naughton, 1975 *In* Lepart & Escarre, 1983). L'approche directe est également adaptée pour mettre en évidence des variations fines de la composition floristique (Lepart & Escarre, 1983).

L'utilisation complémentaire des deux approches synchronique et diachronique, permet de s'affranchir en partie des défauts inhérents à chacune des méthodes considérées isolément.

Dans ce travail, nous avons choisi quatre dates pour le suivi des changements, en l'occurrence 1993, 2000, 2006 et 2010. Disposant de données plus anciennes (recueillies par Aidoud), nous avons aussi inclus deux autres dates dans nos interprétations et nos discussions; il s'agit de l'année 1976 qui représente le début de l'expérimentation et où la steppe d'alfa était encore représentative des nappes, pouvant donc constituer le système historique indigène au sens de Aronson *et al* (1993). L'année 1987 et la deuxième date considérée; elle avait été précédée par une période de sécheresse sévère dans les années 1980.

3. Le dispositif expérimental

Le dispositif global de suivi de l'écosystème dans le Sud-Oranais installé depuis 1975 a permis de disposer de données de végétation et du milieu physique sur une période relativement longue.

Le dispositif expérimental implanté à la station est celui que nous avons adopté en 1993 (fig. 4) dans le cadre de notre travail de magister relatif à l'étude de l'effet du pâturage sur la végétation et le milieu selon une approche synchronique. Ce dispositif est formé d'une mise en défens de 12 ha, soustraite au pâturage depuis 1975, et d'une zone librement pâturée d'environ 30 000ha.

Les changements de la végétation et du milieu ont été évalués le long d'un transect de 4300 m partant d'une parcelle mise en défens contre le pâturage ovin (300 m du transect) et se poursuivant dans un terrain librement pâturé. Ce transect est constitué de 24 relevés qui sont disposés comme suit :

4 relevés espacés de 100m à l'intérieur de la parcelle mise en défens ;

20 relevés espacés de 200 m au Nord de la parcelle mise en défens.

Le choix des espacements entre les relevés a été fonction du degré d'hétérogénéité de la végétation observée en 1993, date du début des mesures. Par la suite, le suivi de la végétation et du milieu s'est poursuivi en 2000, 2006 et 2010 en adoptant le même dispositif. Par ailleurs, les relevés réalisés dans la zone pâturée, sont effectués à 50 m du chemin (piste menant au village de Rogassa) afin d'éviter l'effet « bordure » .

4. Échantillonnage de la végétation

Selon Gounot (1969), l'échantillonnage consiste en général à choisir un nombre limité d'éléments dans un ensemble « de façon à obtenir des informations objectives et d'une précision mesurable sur l'ensemble ». En plus de cet objectif général, il s'agissait dans notre cas, de faire ressortir des tendances spatiales exprimant des gradients dans un système initialement homogène. Ce système était appréhendé alors à l'échelle stationnelle au sens de Long (1974) *i.e.* un système qui, outre une relative uniformité écologique (climat et orotopographie), était caractérisé par une homogénéité des points de vue de la physionomie et de la densité végétale.

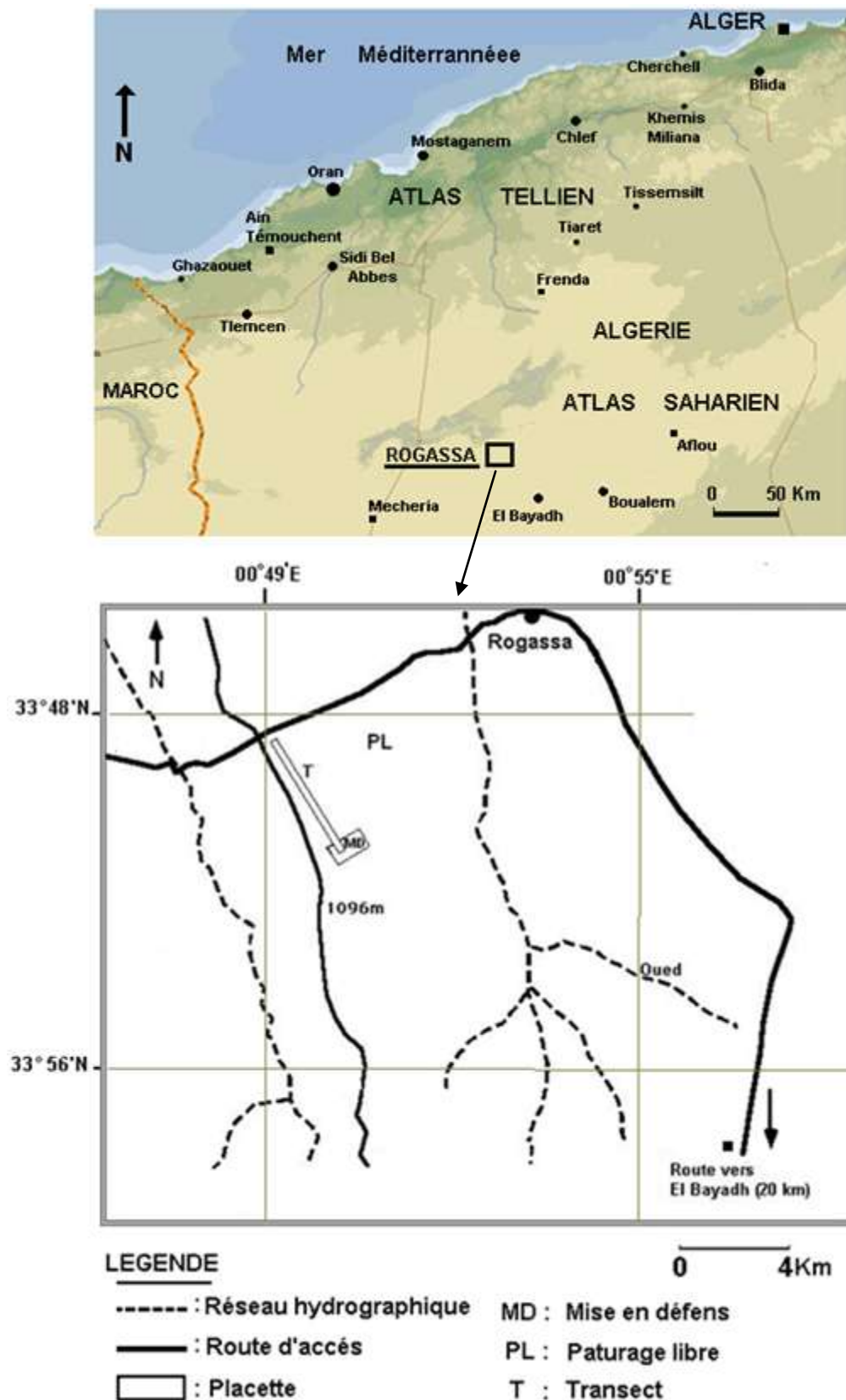


Figure 4. Localisation du site d'étude (Plateau de Rogassa).

MD : parcelle mise en défens ; T : transect d'étude de la dynamique régressive (gradient de pression de pâturage). Les carrés noirs représentent les stations d'échantillonnage phytoécologique en 1975-76.

Nous avons appliqué l'échantillonnage dit systématique (Gounot, 1969 ; Chessel *et al.*, 1975 ; Frontier, 1983 ; Pettini, 1992). Ce type d'échantillonnage a été introduit par Greig-Smith (1964) où les unités sont régulièrement réparties dans la station. La technique est réalisée le long d'un transect, traversant une zone protégée contre le pâturage et une zone soumise au pâturage, dans le but d'enregistrer les variations floristiques (qualitatives et quantitatives) et écologiques. Ce type d'échantillonnage présente les avantages d'un coût expérimental faible, d'une facilité d'exécution, et de nombreuses possibilités de calcul et d'interprétations statistiques (Debouzie *et al.*, 1986).

4.1. Composition floristique et diversité

La liste floristique est établie en relevant les espèces dans une aire de 16 à 32m². Nous avons calculé la diversité spécifique souvent confondue avec la richesse spécifique (Barbault, 1983). Elle est mesurée par l'indice de Shannon (Is) et l'indice d'équitabilité (E) :

$$Is = \sum Pi \log_2 Pi$$

$$E = Is / \log_2 S$$

où Pi est la probabilité de présence d'une espèce i estimée par sa contribution spécifique au tapis végétale calculée comme le rapport de la fréquence absolue de l'espèce (ni) à la somme des fréquences de l'ensemble des espèces ($Pi = ni / \sum ni$) ; S= nombre d'espèces.

4.2. Fréquences et recouvrements

L'analyse de la végétation à travers le couvert végétal des pérennes, des éphémères ainsi que de la fréquence spécifique des principales espèces et des éléments à la surface du sol a été réalisée par la technique de lecture linéaire par points mise au point par Daget & Poissonnet (1971) et largement utilisée dans les végétations basses (Rozé & Lemauiel, 2004). Il s'agit d'une ligne de 100 points espacés de 10 cm. Les fréquences des espèces végétales et des éléments abiotiques sur les 100 points sont assimilées à des couverts exprimés en pourcents (Gordon, 1968).

Le recouvrement global de la végétation est considéré comme un paramètre quantitatif efficace dans l'évaluation et le suivi de la désertisation (Le Houérou, 1985). Il est calculé comme suit :

$$RG(\%) = 100 \cdot N_v / N \quad \text{soit } RG = 100 \cdot (N - N_{sv}) / N$$

où : N_v = nombre de points de végétation

N = nombre de points de lecture (100 à 200)

N_{sv} = nombre de points sans végétation

La fréquence spécifique (F_{si}) d'une espèce i exprime l'importance de cette espèce :

$$F_{si} = 100.n_i/N$$

où n_i = nombre de points où une espèce i a été notée ;

La contribution spécifique (C_{si}) donne l'importance de l'espèce par rapport au tapis végétal :

$$C_{si} (\%) = 100 . n_i/\Sigma n_i$$

4.3. Biomasse

La phytomasse aérienne est l'expression quantitative de la végétation vivante ou morte à un instant t (Floret & Pontanier, 1982); elle est mesurée selon deux techniques.

4.3.1. Méthode directe

C'est une méthode destructive qui consiste à couper et à peser la végétation à ras du sol. Elle a été utilisée dans la végétation steppique par Aidoud (1983), Aidoud *et al* (1983) et Melzi (1986). Dans le cas présent, seul l'alfa est concerné par ces mesures. Pour cela, des touffes d'alfa, sont coupées au ras du sol puis pesées, triées et séchées à 65°C. Les parties sèches de la touffe sont séparées des parties vertes ; ces dernières sont ensuite séchées dans une étuve à 65°C jusqu'à poids constant. La phytomasse calculée, est exprimée en kilogramme de matière sèche par hectare (kg MS/ ha).

4.3.2. Méthode indirecte

La méthode indirecte appelée encore méthode allométrique, est très appliquée en zone step-pique (Gaddes, 1978 ; Floret & Pontanier, 1982 ; Aidoud, 1983, 1989). Elle permet l'évaluation de la phytomasse en utilisant des paramètres de structure ou de dimension, corrélés significativement à la phytomasse.

4.4. Production pastorale

La production fourragère est calculée à partir de la valeur énergétique et de la production utilisable de l'espèce qui n'est autre que le taux de matière végétale pouvant être prélevée sans nuire à celle-ci. Selon Aidoud (1983), la production pastorale s'exprime ainsi :

$$P \text{ (UF/ha/an)} = \text{Phytomasse} . C_{pu}$$

$$\text{Avec } C_{pu} = C_p . C_u . V_e$$

Où : C_p : coefficient de production

C_u : coefficient d'utilisation

V_e : valeur énergétique

5. Echantillonnage du sol

L'étude de la végétation est complétée par une étude édaphique. L'objectif est de montrer si des changements observés le long du gradient de pâturage et à différentes dates sur la végétation et la composition floristique sont accompagnés par des modifications dans les composantes essentielles du sol.

L'échantillonnage du sol a été mené durant les années 1993, 2000 et 2006. 25 relevés pour l'étude du sol le long du transect ont été retenus en 1993, et une dizaine en 2000 et 2006. Des données physicochimiques du sol analysé initialement en 1977 pour caractériser le sol de la station étaient également disponibles. Le sol a été prélevé aussi bien dans la mise en défens qu'à l'extérieur de celle-ci. L'échantillonnage du sol à un relevé donné comprend un prélèvement dans la touffe d'alfa et un autre dans l'espace interstitiel ou inter-touffes; cette pratique concerne l'année 1993, ainsi que l'année 2000 pour la mise en défens. L'absence de touffes d'alfa dans la zone pâturée en 2000 et sur tout le transect en 2006, a conduit à faire le prélèvement au niveau des buttes de nécromasse d'alfa. Les sols récoltés ont été séchés et tamisés (tamis de 2 mm, maille ronde). Sont analysés ensuite la granulométrie et le carbone organique afin d'évaluer le taux de matière organique du sol.

L'analyse de la granulométrie (taux d'argile, limons et sables exprimés en %) est calculée à partir de la méthode internationale par sédimentation. Cette méthode utilise la pipette de Robinson pour prélever les fractions fines du sol. Les sables fins et grossiers sont obtenus après tamisage. Le taux de carbone organique a été dosé par la méthode d'Anne et le taux de matière organique en est déduit en multipliant le taux de carbone (%) par un coefficient de 1.724 (Duchaufour, 1970).

La granulométrie et le carbone organique a été réalisée en partie au laboratoire à l'URBT et une autre par l'Agence Nationale de la Recherche Hydraulique ANRH.

6. Traitement statistique

Le traitement statistique comporte des comparaisons simples de moyennes arithmétiques et des corrélations. Des analyses de variance ont été menées dans l'optique de montrer une variation entre les différentes dates et les niveaux d'exploitation; cette statistique mise au point par Fisher et décrite par Snedecor (1937) a pour 'but de comparer les moyennes de plusieurs populations supposées normales et de même variance, à partir d'échantillons aléatoires, simples et indépendant les uns des autres' (Dagnelie, 1978). D'après ce même auteur, ce sont le carré moyen entre échantillons défini à partir des écarts entre les moyennes des différents échantillons et la moyenne générale et le carré résiduel ou de l'échantillon, qui est fonction des écarts existants entre les valeurs observés et la moyenne de l'échantillon correspondant.

L'analyse multivariée a porté sur une Analyse des Correspondances Détendancée (DCA). Il s'agit ici d'une variante très utilisée de l'analyse des correspondances proposée par Hill & Gauch (1980); elle est censée corriger et aplatir l'effet "fer à cheval" et à corriger la tendance à comprimer les extrémités des axes par rapport à leur milieu (Bouxin, 1987). Dans cette technique, les valeurs propres ne peuvent plus être considérées comme des proportions expliquées

de la variance. La DCA comprend l'ensemble des relevés réalisés à Rogassa entre 1993 et 2010, complétés par ceux réalisés entre 1976 et 1990⁵. Ainsi, la DCA est traitée sur une matrice globale de 150 relevés par 120 espèces.

L'ordination obtenue peut être interprétée comme un gradient environnemental expliquant les affinités entre les groupements de relevés tenant compte des degrés de simillarité dans la composition spécifique (Ter Braak, 1986).

Une Analyse Canonique des Correspondances (CCA) décrite par Ter Braak (1986) est utilisée pour mettre en relation la répartition de la végétation et les facteurs environnementaux, identifiant ainsi les facteurs écologiques qui interviennent le plus dans la répartition. Pour cela, deux CCA ont été effectuées avec l'ensemble des espèces et quelques variables environnementales. La première CCA a été effectuée sur 86 espèces et sept variables relatives à la végétation, au climat et aux éléments à la surface du sol (RG, PG, Lit, EG, SP, SFq et P ; cf. liste des abréviations) . La deuxième CCA inclut les paramètres granulométriques et la matière organique.

Les deux analyses DCA et CCA ont été réalisées grâce au logiciel CANOCO 4.5.

⁵ Les données obtenues entre 1976 et 1986 et de 1990 ont été réalisés dans le cadre de la surveillance continue (Aidoud, 1989 et Aidoud 2001).

Chapitre troisième :

Désertification des parcours arides

Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE, 1992) publie des chiffres alarmants concernant le phénomène de désertification en zones arides. Près de 70% des terres agricoles des zones arides dans le monde sont touchés par la dégradation. Chaque année, 6 millions d'hectares de terres arables sont perdus. Un sixième de la population mondiale est menacé par la désertification. De plus, l'augmentation de l'aridité dans la plupart des terres arides de l'Afrique, et dans une grande partie de l'Asie et de l'Amérique (UNCCD, 2003) contribue à accentuer ce phénomène qui touche particulièrement les steppes des Hautes plaines algériennes (Aidoud *et al* 1999 ; Slimani & Aidoud, 2004).

1. Définitions

La désertification, phénomène reconnu comme un changement global à l'échelle mondiale (Mainguet, 1994) est considéré comme l'un des problèmes environnementaux majeurs devenu préoccupant pour la communauté internationale depuis quelques décennies. En raison de l'importance et de la complexité du phénomène, de nombreuses définitions existent (Verstraete & Schwartz, 1991 ; Mainguet, 1994) et l'absence d'un consensus concernant le concept de la désertification dans le monde a constamment mené à la modification de sa définition. Il va sans dire que les confusions dans la définition ont joué un rôle majeur dans l'incapacité des institutions à répondre aux problèmes liés au phénomène (Agnew & Warren 1996).

La définition adoptée lors de la conférence de Nairobi en 1977 met l'accent sur la nature et les effets du processus de dégradation en définissant la désertification comme « *la diminution, ou la destruction du potentiel biologique de la terre qui peut conduire finalement à l'apparition de conditions désertiques. Elle est un des aspects de la dégradation généralisée des écosystèmes* ». D'autres soulignent plutôt les facteurs causaux. C'est le cas, par exemple, de la définition retenue par le PNUE en 1991 qui considère la désertification comme « *une dégradation des terres arides, semi-arides et sub-humides résultant principalement des activités humaines* ». Cette définition focalise sur la mauvaise gestion des ressources et exclu, implicitement, les variations climatiques.

Une année plus tard, lors du Sommet de la Terre de Rio en 1992, la définition de la désertification devient "la dégradation des terres arides, semi-arides et sub-humides sèches, résultants

de divers facteurs incluant les variations climatiques et les activités humaines". La notion de désertification définie comme un processus de dégradation, et dont les causes sont étendues aux facteurs climatiques, a donné une dimension encore plus générale au phénomène, ce qui a fait naître un grand débat autour de ce concept (Hellden, 1991 ; Hutchinson, 1996 ; Herman et Hutchinson, 2005). Le débat fondamental autour de la réalité de la désertification porte sur l'absence de référence à la notion d'irréversibilité des changements (Hellden, 1991 ; Thomas & Middleton, 1993 ; Dodd, 1994 ; Dean et al., 1995 ; Hutchinson, 1996 ; Hermann & Hutchinson, 2005). Discuter de l'irréversibilité contraint à préciser à la fois la nature, les causes et l'intensité des changements et donc de réévaluer les critères de diagnostic (Aidoud et al., 1997).

2. Causes de la désertification

En accord avec la CCD, la synergie d'une série de processus incluant les variations du climat et les activités humaines diverses sont la cause de profonds changements de la végétation et du milieu physique, qualifiés de désertification. Dans la plupart des systèmes arides, et en particulier dans la zone étudiée où l'aridité est une contrainte déterminante pour les êtres vivants (Grime, 1979) la désertification est liée à deux types de perturbation (au sens de White & Pickett, 1985) : les sécheresses récurrentes et la pression anthropique de plus en plus intense (Le Houérou, 1994) qui constituent les principales «forces motrices » des changements actuels. Depuis le sommet de Rio, un débat réel existe quant à la contribution relative de chacun des processus impliqués dans ces changements (Hutchinson, 1996).

2.1. Sécheresses récurrentes

La sécheresse est définie le plus souvent simplement comme un déficit de pluie qui, selon l'importance du déficit et de sa durée, a des conséquences négatives sur l'hydrologie, la production primaire et secondaire (Al-Salihi, 2003). Alors que les effets des sécheresses sont bien documentés, une définition appropriée et fonctionnelle de la sécheresse est moins claire. La sécheresse est considérée par Thurow et Taylor (1999) comme un concept à plusieurs facettes qui rejette toute tentative de définition simple et précise. Les interactions entre le milieu aride et les usages, vues en particulier sous l'angle des adaptations au déficit hydrique, ne sont pas suffisamment considérées dans les approches classiques des sécheresses. Ceci entretient la confusion qui explique dans une certaine mesure, la difficulté à faire face à la sécheresse non pas seulement pendant la période de crise mais également par des mesures préventives efficaces.

Au plan écologique, une sécheresse peut être considérée au sens de White & Pickett (1985) comme une perturbation qui correspond à « tout événement discret dans le temps qui cause une modification de la structure de l'écosystème, d'une communauté ou d'une population ou un changement du niveau des ressources biotiques ou abiotiques ». Il est à noter que ces modifications, reconnues comme un phénomène « normal » (Glantz, 1987) relevant des fluctuations à court terme, sont réversibles et déterminent la variation fonctionnelle courante du sys-

tème. Mais lorsque les phénomènes de sécheresse perdurent et s'installent de façon chronique, ils conduisent à une aridification du climat dont la conséquence écologique est la désertification (Ramade, 2006).

La pluviosité est la variable climatique qui joue un rôle capital dans la distribution et le fonctionnement des peuplements végétaux des zones arides. Elle conditionne en grande partie la disponibilité hydrique. La variabilité interannuelle des pluies (cf. chapitre 2) est l'autre caractéristique fondamentale des ses zones (Le Houérou, 1982). Cette variabilité, due essentiellement aux événements climatiques à l'échelle de l'année, peut donner lieu à une période de sécheresse plus ou moins longue caractérisée par un déficit pluviométrique par rapport à la moyenne annuelle.

Il est certain que la dernière phase de sécheresse ayant débuté durant les années 60 a été la plus longue du dernier siècle. L'écosystème de la steppe étudiée a connu d'autres crises climatiques qui n'ont pas entraîné une destruction des ressources biologiques aussi importante que celle qu'a connu le système récemment. Les modèles climatiques actuellement testés prévoient des risques de changements importants qui aggraveraient la situation actuelle (Le Houérou, 1995). Il s'agit de changements climatiques à long terme considérés comme des changements globaux à l'échelle planétaire. Ces changements deviennent un des problèmes majeurs auxquelles la communauté scientifique mondiale s'intéresse particulièrement en tentant d'apporter des précisions quant à la tendance du phénomène et son implication sur les écosystèmes. Cependant, les auteurs s'accordent pour conclure qu'aucun changement significatif n'a été décelé à partir des enregistrements météorologiques depuis un siècle dans les régions arides (Le Houérou, 1993b). Ainsi, la contribution de la variabilité climatique à la désertification demeure un problème complexe, et il est pratiquement impossible de séparer les impacts de la sécheresse et de la désertification car ces processus agissent souvent en synergie (Nicholson *et al.*, 1998).

La sécheresse fragilise la couverture végétale et amplifie donc les effets d'une mauvaise gestion des terres, difficiles à éviter dans les pays où la population rurale, déjà nombreuse, est en forte progression (Rognon, 1993). Par ailleurs, les scientifiques s'accordent sur le fait que la contribution des facteurs anthropiques dans le changement climatique est non négligeable (Hare, 1993; Aidoud & Aidoud-Lounis, 1996 ; Wigley, 1999).

2.2. Usages et pratiques

La seconde perturbation en zones arides, d'ordre socio-économique, est liée à diverses activités de la population. Parmi les différents usages des ressources steppiques (cueillette, usage domestique, ...) le surpâturage par les ovins et, avec une moindre importance, les mises en culture, sont les principales causes de désertification liées à l'accroissement rapide de la population et à la rupture du système d'organisation pastoral traditionnel dans ces zones (Rognon, 1993).

Le développement de l'agriculture et la cueillette d'alfa destinée à l'industrie papetière ont été pendant longtemps considérées comme les principales causes de régression de la steppe d'alfa.

La majorité des zones arides sont des terres de parcours plus adaptées au pastoralisme qu'à la production agricole en raison de leur faible rendement. Suite à la sédentarisation des nomades dans ces espaces naturels ainsi que la croissance démographique rapide, une agriculture céréalière itinérante s'est développée sur les sols des zones arides et en particulier sur les dayas du Sud-Oranais au détriment du pâturage. Ceci a mené d'une part, à la réduction des aires pâturées et d'autre part, à la dégradation des sols et désertification en raison de la forte pression sur les ressources naturelles. L'extension de la céréaliculture sur les aires de parcours est pratiquée pour subvenir aux besoins des troupeaux de plus en plus nombreux et combler le déficit fourrager. Par ailleurs, les pratiques agricoles extensives et l'usage de la charrue à disque inadéquats sur les sols des zones arides particulièrement vulnérables à l'érosion éolienne (Long, 1985), participent au déracinement des espèces pérennes, à la détérioration des propriétés physico-chimique du sol et à la destruction de la structure de ce dernier, avec pour résultat, une baisse de la productivité des terres, et par conséquent, un accroissement de la pression sur les ressources, aboutissant à une spirale de dégradation de plus en plus grave des sols et de la pauvreté.

2.3. Mutations socio-économiques

En zones arides, et particulièrement en Algérie, le pastoralisme demeure la principale activité de la population locale. La pratique traditionnelle de cette activité depuis des décennies (voire plus longtemps) en harmonie avec le système écologique, avait maintenu un certain équilibre des parcours pastoraux (Boukhobza, 1982). En association avec d'autres facteurs tels que la subvention de l'état et la croissance démographique, les mutations sociales vers la sédentarisation ont fortement contribué à briser cet équilibre et entraînant ainsi de fortes perturbations du système le rendant plus fragile et plus vulnérable. L'effectif de la population ne cesse d'augmenter comme l'atteste, pour le cas de la wilaya d'El Bayadh, le taux d'accroissement qui est d'environ 8% calculé entre deux recensements (1987 et 1998) et les prévisions démographiques publiées par l'Office National de la Statistique (ONS) pour la population de 2002, de l'ordre de 29,93%. Ces chiffres traduisent une augmentation des besoins dont l'impact direct sur le milieu naturel s'observe au niveau des ressources qui s'épuisent progressivement. Par ailleurs, le nombre de têtes du cheptel ne diminue pas durant les périodes de sécheresse comme c'était le cas dans le mode de gestion traditionnel, empêchant donc les ressources fourragères de se régénérer. Ainsi, les habitats des milieux arides et semi-arides se trouvent très endommagés et c'est le surpâturage qui constitue la principale cause de désertification de ces systèmes (Mainguet, 1994). Le pâturage tient l'une des premières places parmi les causes de désertification des parcours pastoraux arides d'Afrique selon l'évaluation des Nations Unies (UNEP, 1992). Un certain nombre de travaux illustre bien les changements dramatiques sur la végétation et le milieu abiotique (Hendricks *et al*, 2005 ; Aidoud *et al*, 1999; Slimani & Aidoud, 2004; Zhao, 2005).

3. Effets de la désertification

Les conséquences de la désertification, quelle soit liée à des facteurs anthropiques, des causes naturelles ou à la conjugaison des deux, s'expriment par des changements dans le milieu naturel des espaces steppiques, ainsi que par des retombées sur la vie socioéconomique des habitants de ces espaces.

3.1. Effets écologiques

Le processus de désertification des parcours arides et semi arides provoque des transformations dans leur structure et leur fonctionnement, au niveau de la végétation (Aidoud-Lounis, 1997), attesté par la disparition des espèces « clefs de voûte », la réduction du couvert végétal, un changement dans la composition floristique (Slimani, 1998) et une diminution de la production fourragères (Aidoud, 1994). Il en résulte une perte de la biodiversité qui présente des conséquences préoccupantes pour la population locale.

Par ailleurs, la dégradation du milieu biotique ainsi que le piétinement vont avoir des conséquences négatives sur le milieu édaphique provoquant la destruction de la structure de la surface du sol (Manzano & Na'var, 2000). Ce processus, avec le caractère fréquent des vents de la région et les pratiques agricoles inadaptés aux conditions écologiques des zones arides, va aggraver une érosion éolienne du sol (Okin *et al.*, 2001 ; Zhao *et al.*, 2006) et engendrer une baisse des rendements de la production de céréales (Long, 2006), des propriétés physico-chimiques (Slimani, 1998 ; aidoud *et al.*, 1999), de l'infiltration et de rétention en eau (Van de Ven *et al.*, 1989; Hiernaux *et al.*, 1999; Manzano and Na'var, 2000), de la fertilité des sols (Mainguet 1998) et un accroissement de l'aridité édaphique (Floret & Pontanier, 1982).

A ces conséquences s'ajoute une réduction, voire la disparition totale, de l'aire d'extension des parcours à alfa en Algérie dont la régénération est quasi-impossible. Ainsi, la nappe alfatière qui occupait 4 millions d'ha (Boudy, 1950) en Algérie, a baissé de plus de 50% selon le dernier inventaire effectué par le centre nationale des techniques spatiales (CNTS, 1989 ; Zegrar *et al.*, 1997 in Yahiaoui, 2005).

3.2. Retombées socio-économiques

Les pressions économiques et l'accroissement démographiques de la société pastorale a engendré une augmentation des besoins ce qui a conduit à une surexploitation des terres de parcours et cultivés. En effet, lors du dernier recensement de population et de l'habitat (RGPH), le taux de croissance entre 1966 et 1998 était de 71% pour la population steppique de l'Algérie (ONS in Mouhous, 2005). Les besoins de la population ont augmenté conduisant à une surexploitation des ressources naturelles de la steppe qui se dégrade et s'appauvrit. La désertification et la dégradation contribuent ainsi à la crise alimentaire et la population locale se trouve démunie. Cette pauvreté oblige les populations dont la subsistance dépend de la terre des parcours à la surexploiter pour subsister. La désertification est en même temps la cause et la conséquence de la pauvreté, l'une entraînant l'autre.

Deuxième Partie :

Dynamique de l'écosystème

Chapitre quatrième :

Les changements de milieu

Ce chapitre traite de l'importance des changements de l'environnement à travers l'évolution de quelques variables et facteurs du milieu les plus pertinents et facilement décelables comme la pluviométrie et les composantes édaphiques. La pluie, principal déterminant du fonctionnement, est l'unique descripteur du climat qui a été retenu. L'hypothèse d'un changement édaphique significatif, est abordée par l'évolution des éléments de surface incluant le couvert végétal et les principales caractéristiques physico-chimiques du sol.

Les résultats sont présentés de façon à différencier deux échelles de variation pour la composante édaphique, l'une spatiale utilisant un transect traversant la zone mise en défens et la zone librement pâturée, l'autre temporelle montrant les changements aux différentes dates considérées.

1. Variation interannuelle de la pluviométrie et sécheresses pluri-annuelles

La variabilité inter-annuelle des pluies est une caractéristique fondamentale des zones arides (Le Houérou, 1982). Les données de la station météorologique d'El Bayadh indiquent une pluviométrie légèrement plus élevée (29 mm.an^{-1} en moyenne) que celle de Rogassa en raison de sa position plus élevée en altitude. Durant la période 1975 à 2006, la pluviométrie annuelle a montré d'importantes variations comprenant trois périodes sèches : 1978–1979, 1983–1985, et 1998–2003 (fig. 2).

Entre 1975 et 2009, la moyenne annuelle a été de 254 mm.an^{-1} . Comparée aux enregistrements à long-terme pour la période 1875 à 2009 (fig. 5), elle est de 14% plus faible ($p=0.016$) que celle mesurée depuis 1875 ($297 \pm 16 \text{ mm.an}^{-1}$), avec une valeur modale de 240 mm.an^{-1} , valeur la plus probable. Une telle valeur, inférieure à la moyenne est une caractéristique du climat aride (Hillel and Rosenzweig 2002).

La tendance générale montre une baisse de la pluviométrie durant plus de 130 ans. Cependant, ni le test de tendance de Mann-Kendall, ni les régressions quantiles (Aidoud *et al.*, 2011) n'ont montré d'aridification significative alors que Hirche *et al* (2007) avancent le contraire en analysant l'évolution des pluies pour une période moins longue (1914 à 2004). Il est toute-

fois possible d'avancer une augmentation sensible de la fréquence des sécheresses multi-annuelles (Hirche *et al.*, 2010).

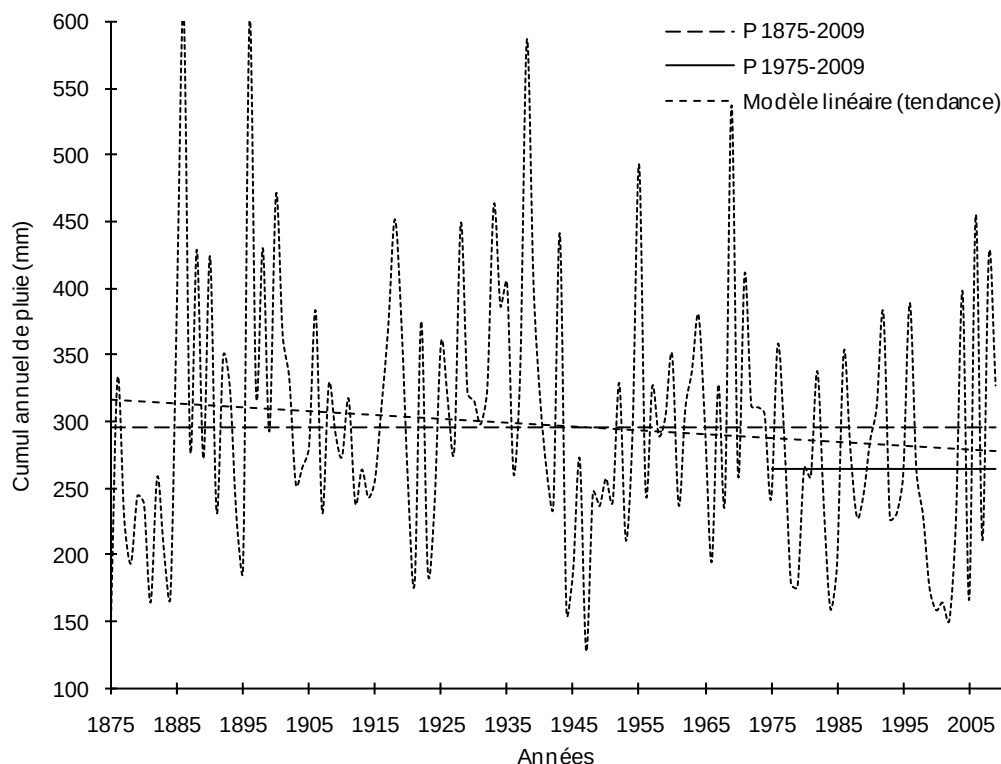


Figure 5. Pluviométrie annuelle (septembre-août) du poste d'El Bayadh (Algérie)

La courbe en pointillés représente les données observées montrant une variabilité élevée (coef. var. de 32%). La moyenne P annuelle de la période d'étude (35 ans) est inférieure de 32 mm à celle relevée sur toute la période 1875-2009 (Aidoud *et al.*, 2011).

Vis-à-vis des êtres vivants, l'aridité constitue une "contrainte" permanente au sens de Grime (1979). Une sécheresse peut limiter la biodiversité en provoquant l'"extinction" de plusieurs espèces rares (Tilman & El Haddi, 1992). Selon Aidoud (1989), le suivi phénologique saisonnier réalisé sur une dizaine d'années montre que durant les années sèches, de nombreuses espèces "disparaissent" pour réapparaître dans des conditions d'humidité suffisantes sans pour autant parler d'"extinction". Les fluctuations sont à court terme et réversibles et entrent dans le fonctionnement normal du système. Elles obéissent au modèle dit de "non-équilibre" (Pickett, 1980) que Dodd (1994) et Milton *et al.* (1994) appliquent aux écosystèmes arides (cf. chapitre 6). A la station de Rogassa, ce phénomène affecte plusieurs taxons, notamment *Bromus squarrosus* et *Ziziphora hispanica*.

2. Évolution des éléments à la surface du sol

2.1. Régression du couvert végétal

L'évolution du couvert végétal global et des différentes catégories (pérennes et éphémères⁶) de la steppe de Rogassa sont analysés entre 1993 et 2010, le long du transect étudié traversant deux niveaux de pâturage : la zone protégée, mise en défens depuis 1975, et celle librement pâturée.

L'analyse des résultats représentés dans le tableau 6 et les figures 6 et 7, montre globalement, des changements importants dans les deux niveaux de pâturage considérés, ainsi que par rapport aux conditions initiales des mesures de 1993. Le recouvrement global de la végétation (pérennes + éphémères) au niveau de la mise en défens est relativement élevé en 1993 avec une moyenne de près de 54%. Cette valeur baisse considérablement en 2000 et 2006 avec des moyennes respectives de près de 6 et 2,5% pour augmenter nettement en 2010 et atteindre 41%. Ce changement touche aussi bien les pérennes que les éphémères aux différentes dates considérées.

L'année 1993 se caractérise par un couvert des pérennes relativement élevé avec 41% dans la zone protégée et 21% dans la zone librement pâturée. Les éphémères qui ne présentent pas des différences aussi marquées est de 17% et 23% respectivement dans les deux situations. Par ailleurs, la variation des pérennes et des éphémères est plus importante dans la zone non protégée (fig. 7). En effet, le couvert y varie de 11 à 39% pour les pérennes (cv = 40%) et de 11 à 40 pour les éphémères (cv = 48%). De plus, la variation des pérennes a touché particulièrement *Stipa tenacissima* dont la contribution au tapis végétal a baissé de plus de 32 %.

⁶ cf. note 9, p.74

Dès 2000, une importante baisse du couvert végétal des pérennes a été observée à la fois à l'intérieur (86%) et à l'extérieur (90%) de la mise en défens. Cette catégorie montre une variation très importante hors mise en défens comme l'atteste le coefficient de variation (118%). Les éphémères également baissent de 80 et 92% respectivement dans les deux zones

Le couvert végétal global ne dépasse pas les 10% dans la mise en défens et 5% dans la zone de libre pâturage. Cette baisse est suivie de celle de *Stipa tenacissima* qui a diminué à l'intérieur de la mise en défens de 87% et a pratiquement disparu à l'extérieur de celle-ci. De même pour le sparte, il disparaît entièrement de la mise en défens et est réduit à quelques brins desséchés à l'extérieur.

En 2006, le couvert des pérennes et des éphémères est faible sur l'ensemble de la station (<3%). Comparativement à 2000, les pérennes ont baissé encore plus dans la mise en défens qu'à l'extérieur de celle-ci, alors que celle des éphémères a légèrement augmenté dans la zone de libre pâturage (tab. 6). La différence de couvert n'est plus significative entre l'intérieur et l'extérieur de la mise en défens pour les pérennes ($p=0.243$) et les éphémères ($p=0.097$), attestant une certaine homogénéité le long du transect. Par ailleurs, la disparition de l'alfa est quasi-totale dans les deux situations de pâturages.

Tableau 6. Évolution du couvert végétal des différentes catégories de l'alfa dans les zones non pâturée (MD) et pâturée (ZP) du site de Rogassa.

Recouvrement (%)	Niveau de pâturage	1993		2000		2006		2010	
Pérennes	MD	41,70	(5,93)	5,75	(1,53)	2,50	(0,40)	31,25	(3,40)
	ZP	20,95	(3,73)	2	(1,03)	1,85	(0,45)	9,07	(3,93)
Éphémères	MD	16,80	(5,25)	3,50	(1,20)	1,50	(0,40)	9,625	(2,7)
	ZP	23,65	(5,04)	1,9	(0,34)	2,3	(0,51)	23,72	(4,36)
Global	MD	54,125	(5,44)	9,25	(2,68)	4	(0,8)	40,9	(6,1)
	ZP	44,6	(5,7)	3,9	(1,14)	4,15	(0,81)	32,8	(4,96)

Les valeurs entre parenthèses représentent les intervalles de confiance.

En 2010, les figures 6 et 7 et le tableau 6 montrent une nette augmentation du couvert végétal le long du transect par rapport à 2000 et 2006 pour les différentes catégories considérées. Malgré cette augmentation, les couverts végétaux restent toutefois relativement plus faibles que ceux de 1993, sauf pour celui des éphémères dont les valeurs sont pratiquement égales au niveau de la zone librement pâturée.

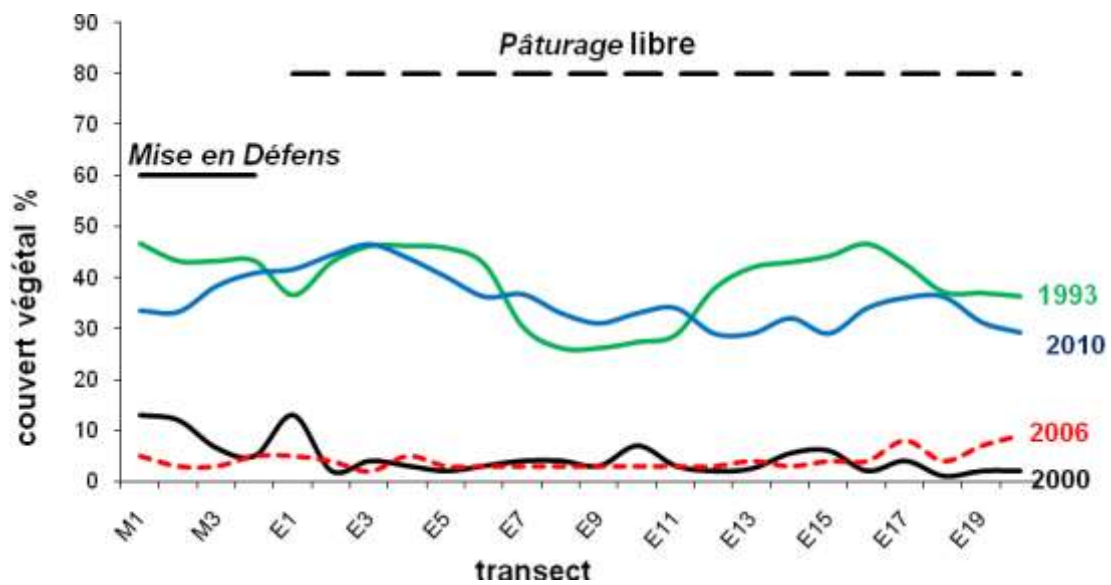


Figure 6. Évolution des moyennes mobiles du couvert végétal global (entre 1993 et 2010) le long du transect de la station de Rogassa.

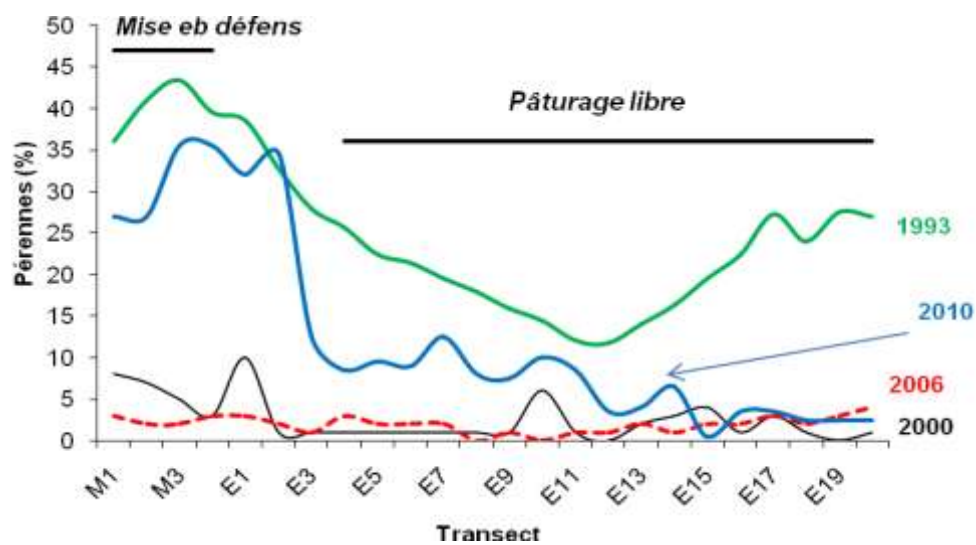


Figure 7. Évolution du couvert de la végétation pérenne le long du transect de la station de Rogassa 1993-2010.

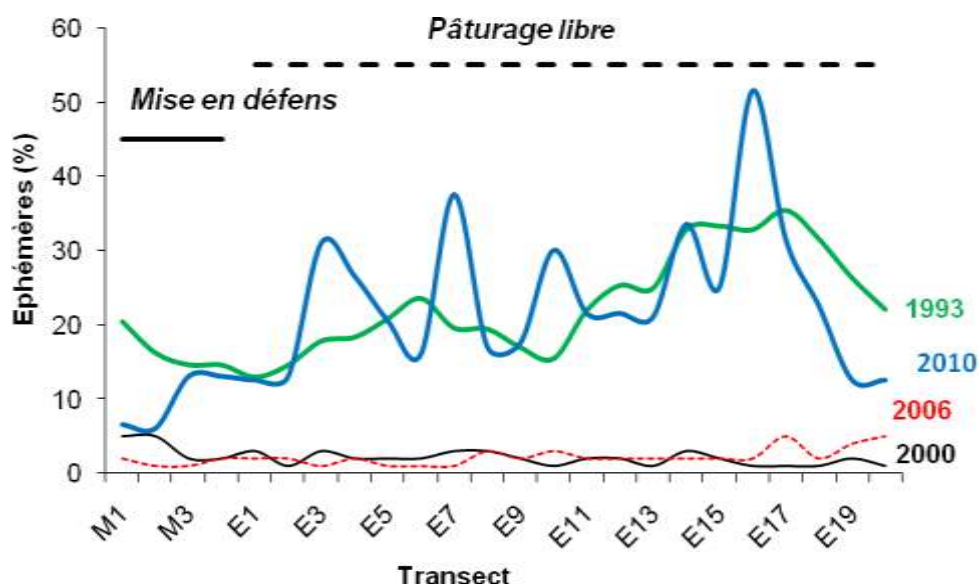


Figure 8. Évolution du couvert de la végétation éphémère le long du transect de la station de Rogassa 1993-2010.

2.2. Ensablement de surface

Le sable constitue l'élément physique de surface le plus marquant dans le paysage.

La variation de l'épaisseur du sable en surface a été évaluée entre 1993 et 2006 au niveau des 25 relevés phytocéologiques réalisés le long du transect. Dans un même relevé, la moyenne provient d'une dizaine de mesures. Le résultat des mesures montre une grande variation le long du transect (fig. 9).

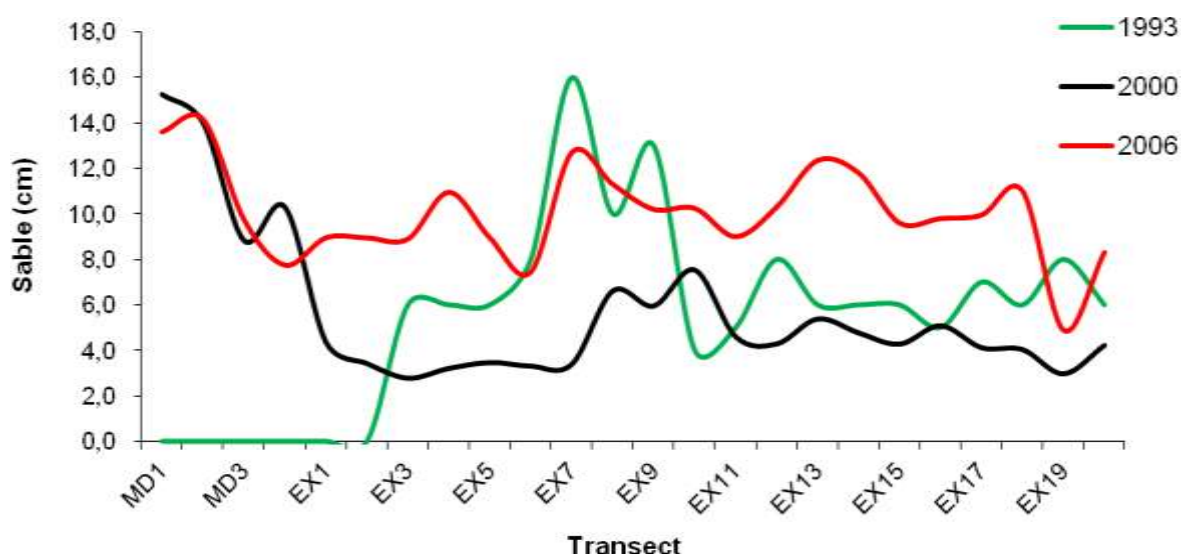


Figure 9. Évolution de l'épaisseur du sable (entre 1993 et 2006) le long du transect de la station de Rogassa

Le voile éolien est absent dans la mise en défens de 1993 et aux alentours immédiats de celle-ci. Le dépôt éolien devient relativement important dans la zone de libre pâturage où il varie beaucoup le long du transect avec des épaisseurs moyennes allant de 0 à 16 cm.

A partir de 2000, l'ensablement se généralise sur tout le transect; il est relativement important dans la mise en défens où il présente des épaisseurs moyennes de 12 cm en 2000 et 2006. Dans la zone de libre pâturage, le dépôt sableux est relativement moins important en 2000 avec une moyenne inférieure de près de 4 % par rapport à 2006 dont la moyenne avoisine les 10 cm. De plus, et même en absence de mesures pour 2010, nos observations indiquent une disparition du voile au niveau de la mise en défens et une baisse importante de son épaisseur dans la zone de libre pâturage. Cette variation est confirmée par celle de la fréquence du sable en surface qui semble évoluer dans le même sens. Le voile sableux entièrement absent en 1976, semble s'installer dans la zone non protégée à partir de 1993 pour se généraliser sur toute la steppe entre 2000 et 2006 (fig. 10 et tab. 7). Ce phénomène est attesté par les fréquences très élevées qui avoisinent les 80% dans les deux niveaux de pâturages considérés. 2010 se caractérise par une disparition du voile éolien dans la mise en défens et une baisse de près de 37 % dans la zone pâturée.

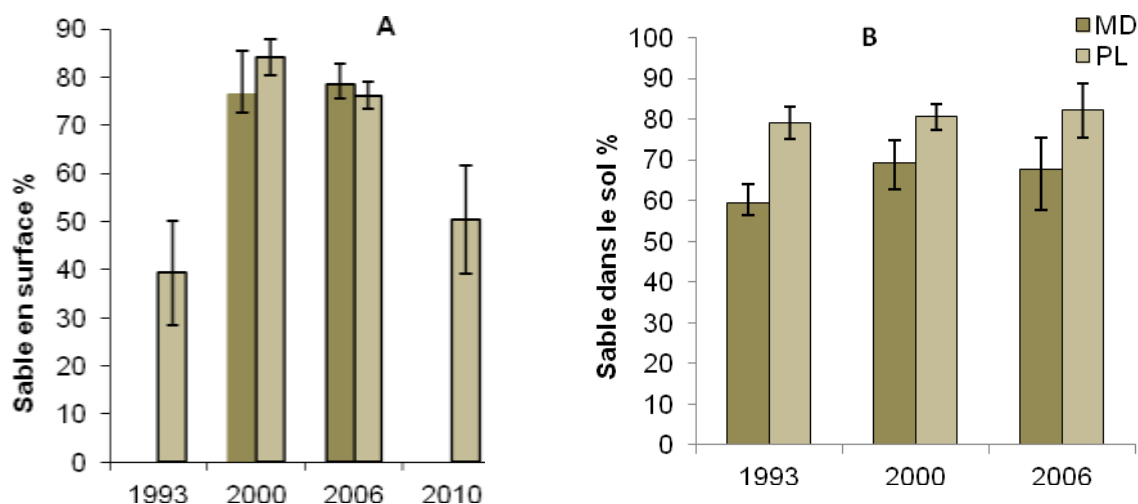


Figure 10. Évolution du sable en surface (A) et du sable total dans le sol (B) à l'intérieur de la mise en défens (MD) et à l'extérieur de celle-ci (PL) de la station Rogassa

Tableau 7. Moyennes $\pm$ l'erreur standard du sable en surface, du sable dans le sol, des argiles et de la matière organique aux différentes dates dans les zones protégée et non protégée de la steppe de Rogassa (Slimani *et al.*, 2010).

	système préexistant (1977)	1993	2000	2006	F	P
Mise en défens						
Sable en surface (%)	0	0	76,4 $\pm$ 9,0	78,4 $\pm$ 4,5	695,4	< 0,001
Sable dans le sol (%)	66,0 $\pm$ 3,8	59,4 $\pm$ 4,6	69,2 $\pm$ 5,5	67,7 $\pm$ 7,8	2,24	0,116
Argiles (%)	12,9 $\pm$ 1,4	13,4 $\pm$ 2,4	12,0 $\pm$ 5,9	10,5 $\pm$ 2,9	0,69	0,566
Fraction Fine (A +L)		39,2 $\pm$ 4,6	32,5 $\pm$ 6,9	32,2 $\pm$ 7,8		
Matière organique (%)	1,8 $\pm$ 0,5	1,7 $\pm$ 0,2	1,4 $\pm$ 0,2	1,4 $\pm$ 0,4	0,64	0,599
Extérieur de la mise en défens						
Sable en surface (%)	0	39,3 $\pm$ 10,8	84,1 $\pm$ 3,8	76,2 $\pm$ 2,7	111,35	<0,001
Sable dans le sol (%)	66,0 $\pm$ 3,8	79,0 $\pm$ 3,1	80,6 $\pm$ 6,6	82,1 $\pm$ 10,2	5,88	0,002
Argiles (%)	12,9 $\pm$ 1,4	6,4 $\pm$ 1,1	6,5 $\pm$ 2,1	5,5 $\pm$ 4,6	10,21	<0,001
Fraction Fine (A +L)		20,9 $\pm$ 5,1	18,9 $\pm$ 6,2	17,8 $\pm$ 0,1		
Matière organique (%)	1,8 $\pm$ 0,5	1,0 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,3	13,32	<0,001

F : test de Fisher, les variations sont hautement significative pour $p < 0.001$, très significative pour $0.001 < p < 0.01$, significative pour $0.01 < p < 0.05$ et non significative pour $p > 0.05$.

3. Propriétés du sol

Un des objectifs de cette étude a été de vérifier et de confirmer l'effet de la dégradation sur les propriétés du sol. L'importance des changements est analysée le long du transect à travers les différentes dates: 1993, 2000 et 2006. Les variables les plus pertinentes, retenues pour cette étude, sont l'épaisseur du sable en surface, les propriétés granulométriques et le taux de la matière organique. Les variables pédologiques ont été échantillonnées dans le sol sous-jacent à la touffe d'alfa ou dans la butte d'alfa en nécromasse et dans le sol de l'espace inter-touffes. Les résultats représentent la moyenne des deux.

L'analyse de ces variables du milieu montre également des changements à travers les différentes dates analysées.

3.1. Granulométrie du sol

La fraction sableuse comprend le sable fin et le sable grossier. Cette fraction dite grossière représente la fraction granulométrique la plus importante du sol. Toutefois, même si elle est légèrement faible en 1993 (59 %), elle demeure relativement constante en 2000 et 2006 (respectivement 69 % et 67%) dans la zone protégée (fig. 10) où les proportions avoisinent celle de 1976 (tab. 7). Au niveau de la zone non protégée, la variation est très significative ($p = 0.002$) et montre une augmentation de près de 25 % en 1993 avec des taux relativement constants aux différentes dates (près de 79, 80 et 82 % respectivement pour 1993, 2000 et 2006).

La fraction fine (argiles + limons) qui évolue en sens opposé de la fraction grossière, est toujours plus élevée dans la mise en défens aux différentes dates considérées; le taux passe de

39 % en 1993, à près de 32 % en 2000 et 2006 dans la mise en défens, soit une baisse de près de 18 %. Dans la zone librement pâturée, où la baisse est plus importante (54 %) par rapport à la situation témoin, les taux varient d'environ 21 à 18 % entre 1993 et 2006.

Les argiles qui constituent la fraction du sol la plus réactive, en raison de ses propriétés colloïdales, montrent une baisse non significative ($p < 0,5$) dans la mise en défens avec des taux allant de près de 13 à 10,5 % entre 1993 et 2006 (fig. 11). Cependant, à l'extérieur de la mise en défens, une diminution hautement significative ($p < 0,001$) est observée entre 1993 (environ 52 %) et 2006 (59 %) par rapport aux valeurs de la mise en défens de 1993 (tab. 7).

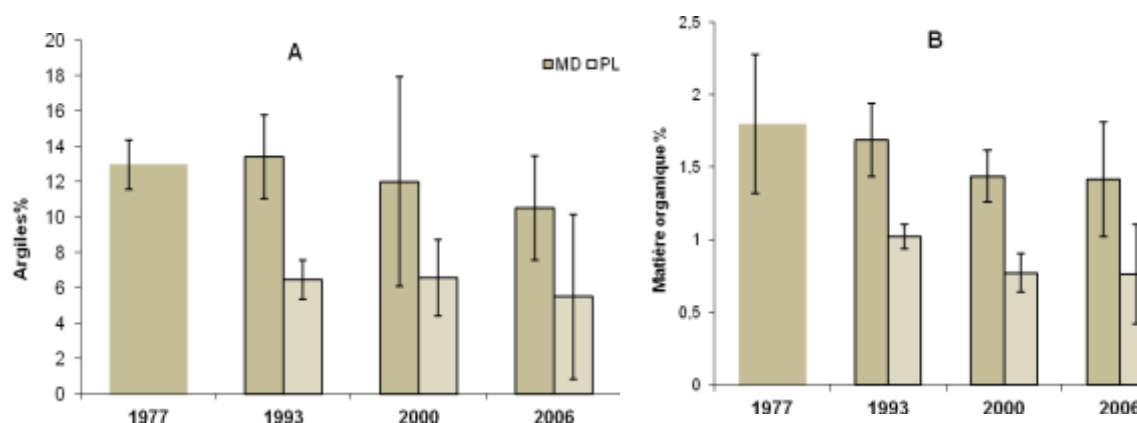


Figure 11. Évolution des argiles (A) et de la matière organique (B) à l'intérieur de la mise en défens (MD) et à l'extérieur de celle-ci (PL) de la station Rogassa

3.2. La matière organique

De même que les argiles, la matière organique est relativement plus élevée dans la mise en défens pour les différentes dates considérées (fig. 11). La matière organique passe de 1,7 % en 1993 à 1,4 % en 2000 et 2006 dans la mise en défens, et de 1 % à 0,7 % respectivement pour les mêmes dates dans la zone de libre pâturage. Au niveau de la zone interdite au pâturage, la baisse qui est d'environ de 17 % est non significative ($p < 0,5$) entre 1993 et les autres dates, alors que celle à l'extérieur de la mise en défens qui est de près de 40 % en 1993 et de 60 % en 2000 et 2006, est hautement significative.

4. Conclusion

Durant la période de surveillance d'une trentaine d'années, les changements édaphiques, en considérant deux indicateurs essentiels (granulométrie et matière organique), ont été hautement significatifs. La baisse des argiles est plus significative dans la zone non protégée variant environ de 13% en 1977 à 5,5 % en 2006. Celle de la matière organique semble évoluer dans le même sens que les argiles et montre une baisse progressive (tableau 7) dans l'enclos passant de 1,8 en 1977 à 1,4 en 2000 et 2006. La baisse de la matière organique est plus importante dans la zone librement pâturée dont le taux passe de 1,8, en 1977 à 0,76 en 2006. Ces résultats non seulement confirment les changements dans les propriétés édaphiques observés

dans la station (Aidoud *et al.*, 1999; Slimani, 1998) et dans d'autres situations (Achour-Kadi-Hanifi, 1997), mais ils montrent également que cette dégradation s'est poursuivie jusqu'en 2006.

Les changements les plus visibles aussi bien à l'échelle spatiale que temporelle, sont décelables en premier lieu au niveau des caractéristiques de surface du sol, en l'occurrence le couvert végétal et le voile sableux. En effet, la baisse des pérennes considérées comme l'élément structurant de l'écosystème (Van Andel *et al.*, 1991 ; Huston, 1994) a été d'abord observé dans la zone non protégée en 1993. Ce couvert des pérennes a atteint des valeurs négligables en 2000 et 2006 dans les deux niveaux de pâturage. Cette dégradation semble avoir favorisé l'ensablement qui s'est généralisé sur toute la steppe durant cette même période, c'est-à-dire entre 2000 et 2006.

Ces changements significatifs indiquent bien une désertification au sens de la définition retenue par les Nations Unis dans le cadre de la convention de lutte contre la désertification.

Chapitre cinquième :

Changements de diversité (populations et communautés végétales)

1. Dynamique des principales populations pérennes

Les populations considérées sont des pérennes comprenant essentiellement les deux poacées dominantes : *Stipa tenacissima* et *Lygeum spartum*, et une chaméphyte ligneuse : *Salsola vermiculata*. La dynamique de ces populations est analysée le long du transect traversant deux niveaux de pâturages (mise en défens et zone librement pâturée), à différentes dates entre 1993 et 2010.

1.1. *Stipa tenacissima*

L'évolution des fréquences de *Stipa tenacissima* le long du transect est illustrée par la figure 12. Cette dernière, montre que l'alfa qui semble avoir disparu à partir de 2006, n'est présent qu'en 1993 et 2000. Une différence hautement significative des fréquences de l'alfa apparaît entre ces deux dates; l'année 93 se caractérise par des fréquences très élevées au niveau de la mise en défens où la valeur maximale atteint 48%, alors qu'à l'extérieur de celle-ci, l'espèce diminue de près de 60% en moyenne et présente une distribution très hétérogène.

En 2000, l'alfa diminue encore sensiblement dans la mise en défens (baisse de 86 %) où la fréquence maximale ne dépasse guère les 10%. Quant à la zone librement pâturée, l'alfa y a pratiquement disparu, et ne persistent que quelques vestiges qui ne dépassent pas les 2 % dans le meilleur des cas.

1.2. *Lygeum spartum*

La figure 13 montre que le *Lygeum spartum* est présent entre 1993 et 2010 mais avec des variations importantes d'une année à l'autre, aussi bien dans la zone de mise en défens que celle

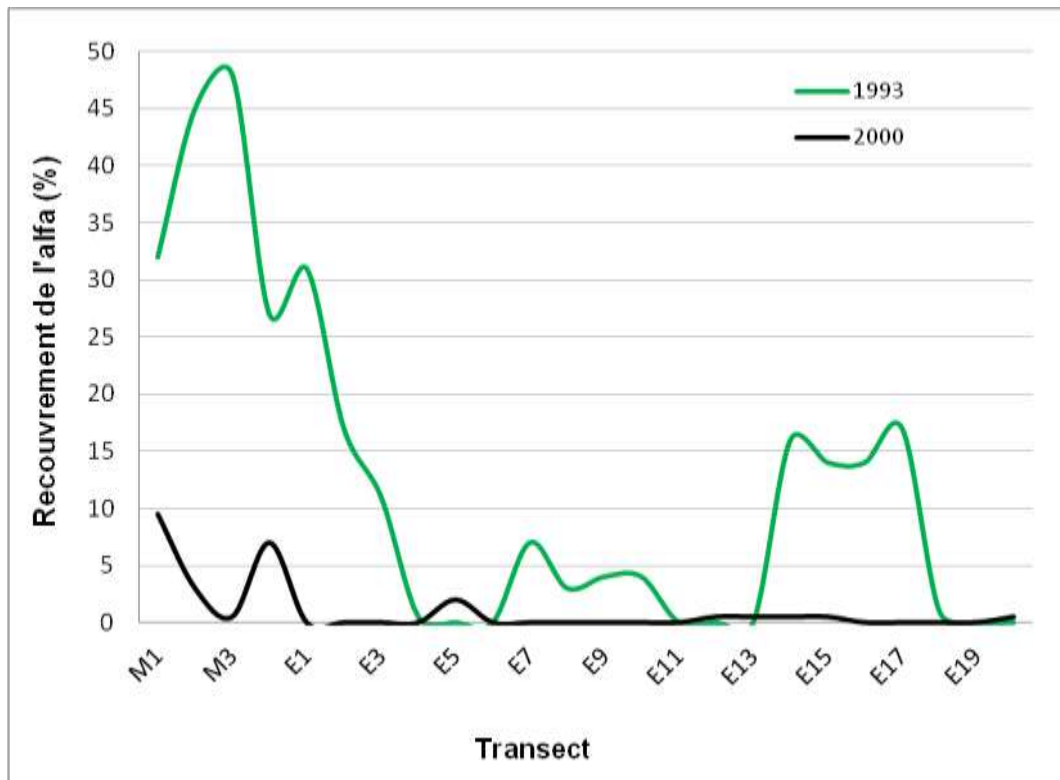


Figure 12. Dynamique de *Stipa tenacissima* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa. L'espèce n'apparaît plus dans l'échantillonnage de 2006 et de 2010.

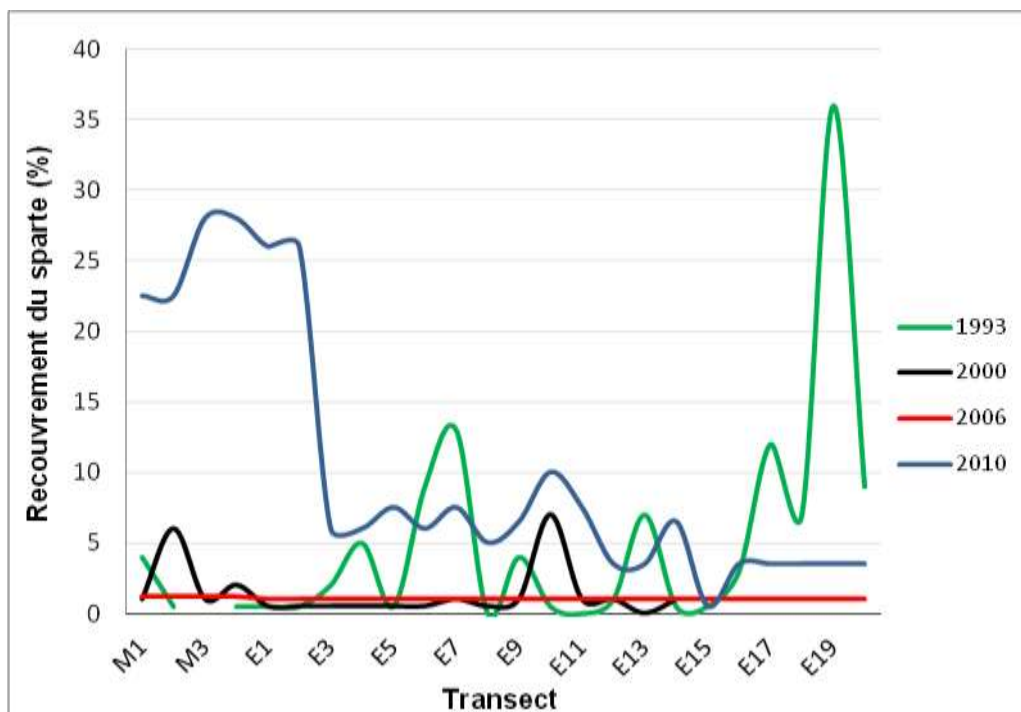


Figure 13. Dynamique du *Lygeum spartum* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa

de libre pâturage.

En 1993, le sparte apparaît (fig. 13) dans la mise en défens avec un couvert relativement faible qui ne représente que 5% de celui de l'alfa. Même s'il augmente relativement peu en 2000, la fréquence du sparte reste très faible durant la période 1993-2006. En 2010, il devient dominant et sa fréquence atteint près de 25%.

Dans la zone librement pâturée, il est relativement plus important en 1993 que dans la zone protégée où il couvre plus de 5% en moyenne; sa répartition le long du transect montre plusieurs pics, exprimant une grande hétérogénéité comme le confirme la valeur élevée du coefficient de variation ($cv=149\%$). L'espèce diminue considérablement entre 2000 et 2006 où sa fréquence ne dépasse pas 2%. Une augmentation relativement importante, de près de 70%, est observée en 2010, mais elle ne représente que 30% du couvert de l'espace de mise en défens. Cette espèce présente ainsi une distribution spatiale inversée entre 1993 et 2010.

1.3. *Salsola vermiculata*

Salsola vermiculata n'est observée en 1993 que dans la zone pâturée (fig. 14) avec des fréquences négligeables ($<0,1$) mais une répartition hétérogène ($cv=177\%$). Cette espèce apparaît dans la mise en défens à partir de 2000 avec des fréquences faibles (3%). Ces dernières demeurent faibles dans la zone librement pâturée et diminuent légèrement en 2006 sur tout le transect avec une répartition assez homogène. L'espèce montre une augmentation relativement plus importante en 2010 au niveau de la mise en défens, et se caractérise par un couvert moyen de 6%. Ce dernier qui est de 2% en moyenne dans la zone de libre pâturage est très hétérogène le long du transect ($cv=109\%$).

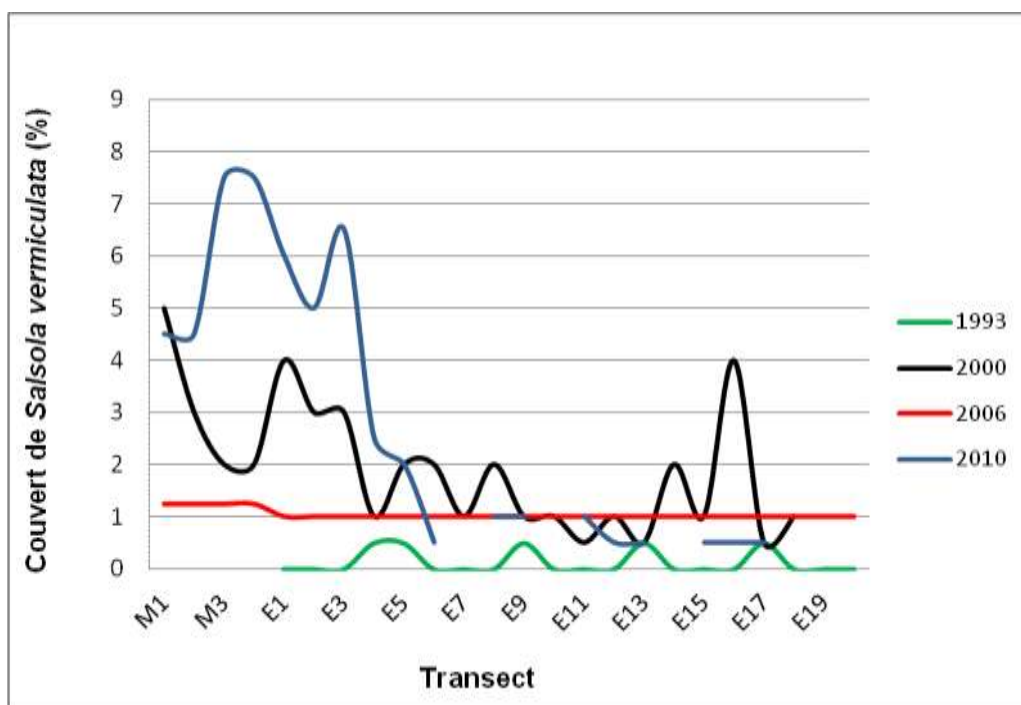


Figure 14. Dynamique de *Salsola vermiculata* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa

1.4. Autres espèces

Un phénomène de disparition de quelques espèces liées à la végétation à alfa pur a été observé à partir de 1993 mais uniquement à l'extérieur de la mise en défens. Il s'agit des vivaces comme *Dactylis glomerata* et *Sedum sediforme* et des espèces annuelles comme *Crepis vesicaria*, *Xeranthemum inapertum* et *Ziziphora hispanica*. Par ailleurs, nous assistons à l'apparition de certaines espèces, en particulier des psammophytes, comme *Cutandia dichotoma* et à des espèces liées au surpâturage telles que : *Atractylis serratuloides*, *Echinops spinosus* et *Peganum harmala* (Annexe 1).

2. Variation de la richesse et de la diversité spécifique

La variation interannuelle de la diversité spécifique, exprimée par la richesse floristique, par l'indice de Shannon et par l'équitabilité, est analysée dans la mise en défens et à l'extérieur de celle-ci. Ces indices sont calculés au printemps qui est la saison favorable à la croissance de la plupart des espèces végétales. Les résultats sont illustrés par la figure 15.

Les résultats obtenus montrent que les différentes expressions de la diversité n'évoluent pas de la même manière à travers les différentes dates considérées.

Concernant la richesse floristique, la valeur la plus élevée est observée dans le système préexistant, c'est-à-dire en 1977. Une baisse importante de la richesse se produit en 1987, notamment dans la zone non protégée, suivie d'une augmentation relative en 1993. À partir de cette date, la richesse floristique diminue significativement en 2000 et 2006 quelle que soit la pression de pâturage (fig. 15a). La richesse passe de près de 40 espèces en 1977 à moins de 5 espèces en 2006. Cette diminution est plus rapide à l'extérieur de la mise en défens où elle atteint près de 80% en 2000, par rapport à 1993, et ne se généralise sur l'ensemble du parcours qu'en 2006. L'année 2010 se caractérise par une augmentation relativement importante de la richesse floristique qui demeure plus élevée dans la mise en défens (plus de 75%) qu'à l'extérieur de celle-ci (environ 60%).

Exprimée par l'indice de Shannon, la diversité est plus importante entre 1977 et 1993 avec des valeurs supérieures à 3. Néanmoins, cet indice est relativement plus élevé dans la zone pâturée (fig. 15b). À partir de 1993, la diversité suit la même évolution que celle de la richesse floristique; elle baisse progressivement à moins de 3 dans la zone pâturée en 1993 et en 2000 (près de 50 %) et à moins de 2 en 2006 sur l'ensemble du parcours. En 2010, la diversité dans les deux zones augmente; elle est relativement importante comparée à celles de 2000 et 2006, mais moins importante que celle de 1993.

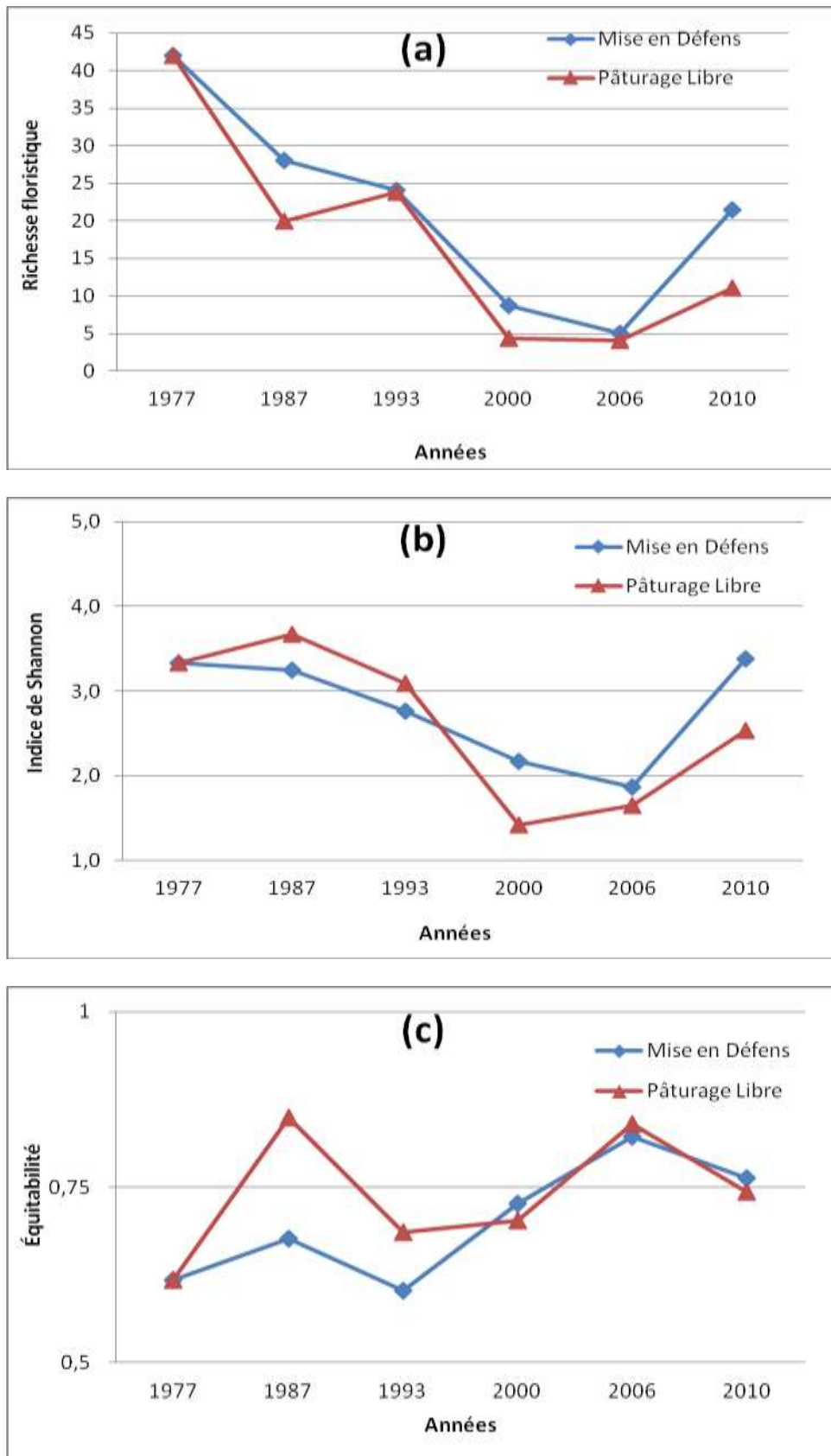


Figure 15. Variation de la richesse floristique (a), de l'indice de Shannon (b) et de l'équitabilité à l'intérieur et à l'extérieur de la mise en défens de la station Rogassa

L'équitabilité ne semble pas suivre la même évolution que les paramètres de diversité précédents. En effet, la figure 15c montre que la valeur la plus élevée est observée en 1987 dans la zone de libre pâturage. En 1993, cet indice est relativement plus faible dans la mise en défens (59%) par rapport à l'extérieur de celle-ci (70%). Ce paramètre est assez élevé et homogène entre 2000 et 2010 (entre 70 et 80%) quel que soit le niveau de pâturage considéré.

3. Dynamique des systèmes écologiques

Les changements de la végétation et les tendances dynamiques sur une période de plus de 30 ans de suivi sont analysés à travers l'Analyse des Correspondances Détenues (DCA).

3.1. Analyse de la dynamique des communautés (DCA)

Afin d'étudier la tendance des changements de la végétation sur une longue période et de mettre en évidence les gradients du milieu qui les influencent, nous avons effectué une DCA sur l'ensemble des relevés que nous avons réalisés à Rogassa entre 1993 et 2010, auxquels nous avons rajouté des relevés réalisés entre 1976 et 1990. Ainsi, la DCA est traitée sur une matrice globale de 150 Relevés x 120 Espèces.

Le résultat du traitement donne des valeurs propres de 0,52 et 0,23 respectivement pour les axes 1 et 2. Ce qui signifie que le premier axe explique une grande part de la variation dans la composition des espèces.

3.1.1. Ordination des relevés

L'ordination de l'ensemble des relevés par la DCA est illustrée par la figure 16. Chaque point du graphe représente un relevé. La figure met en évidence plusieurs ensembles le long de l'axe 1. Ainsi, partant de l'extrémité gauche vers celle de droite de l'axe 1, plusieurs ensembles de relevés se distinguent :

Un ensemble A qui regroupe exclusivement les relevés effectués entre 1976 et 1977 ainsi que les relevés de 1986 et 1993 réalisés dans la mise en défens et ceux de 1993 se trouvant aux alentours immédiats de cette dernière. Il représente une végétation à base d'alfa pur relativement en bonne état, représentative du système historique de la steppe d'alfa des Hautes Plaines du Sud-Oranais et où le recouvrement global moyen de la végétation est d'environ 50% durant les premières années considérées et de 38% en moyenne en 1986 et 1993.

Un ensemble B, en situation intermédiaire, constitué par les relevés réalisés dans la zone de libre pâturage de 1986 et 1993 ainsi que de quelques relevés échantillonnés entre 1978 et 1984. Cet ensemble représente une végétation à base d'alfa plus dégradé et de *Lygeum spartum*.

L'ensemble C à l'extrémité droite de l'axe 1, englobe tous les relevés réalisés en 2010 et qui caractérise une végétation à base de *Lygeum spartum* et *Salsola vermiculata*. L'alfa y a complètement disparu.

Ainsi, il semble évident que le premier axe DCA est fortement corrélé à l'état de la steppe qui montre un gradient de dégradation allant d'une steppe à alfa pur représentative du système initial vers une steppe très dégradée où l'alfa a totalement disparu.

D'un autre côté, l'extrémité gauche de la figure 16 montre que l'axe 2 oppose dans sa partie supérieur, les relevés de l'ensemble A et une partie des relevés de l'ensemble B qui se caractérisent par des années humides avec des pluviosités qui varient de 226 mm en 1993 à 357 en 1976 mm, à ceux de l'autre groupe de relevés de l'ensemble B qui se situent dans la partie inférieur de l'ensemble. Ces derniers correspondent à des années relativement sèches avec des pluviosités annuelles inférieures à 200 mm.

Par ailleurs, l'extrémité droite du graphe montre un échelonnement progressive du haut vers le bas des relevés réalisés en 2010 (ensemble C), 2006 et 2000 (ensemble D). Cette distribution correspond à une baisse progressive des pluies annuelles, puisque 2000 appartient à une période sèche avec P inférieur à 160 mm. À partir de 2006, nous entrons dans une période relativement humide (cf. figure 2).

Ces résultats suggèrent que l'axe 2 exprime un gradient climatique lié aux fluctuations des pluies se manifestant par des périodes humides et sèches.

3.1.2. Ordination des espèces

L'ordination par DCA des espèces semble liée essentiellement à l'axe 1 (fig. 17). Un groupe d'espèces positionné à l'extrémité gauche de l'axe 1, caractérise la végétation à alfa pur et préforestière; il s'agit en particulier de : *Crepis vesicaria*, *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme*, *Xeranthemum inapertum* et *Zizyphora hispanica*. Ce groupe d'espèces caractérise en particulier l'ensemble A à base d'alfa pur relativement en bon état. A ce groupe d'espèces, s'oppose dans la partie droite du graphe des espèces de dégradation liées au pâturage et des psammophiles qui caractérisent les relevés des ensembles C et D. Parmi ces espèces se trouvent : *Aristida pungens*, *Atractylis serratuloides*, *Cutandia dichotoma*, *Eruca vesicaria*, *Noaea mucronata*, *Onopordon arenarium*, *Peganum harmala* et *Thymelaea microphylla*.

D'après le diagramme (fig. 17), il est évident que la DCA révèle une séquence successionale des communautés végétales se traduisant par un changement dans la composition floristique. La connaissance de l'écologie des espèces et de leur place dans la dynamique des systèmes indiquent une rétro-évolution; celle-ci s'exprime par des changements qui semblent avoir des liens avec la dégradation de la végétation induite par le surpâturage et les périodes de sécheresses favorisant ainsi l'ensablement des parcours. Ces liens seront analysés par la CCA.

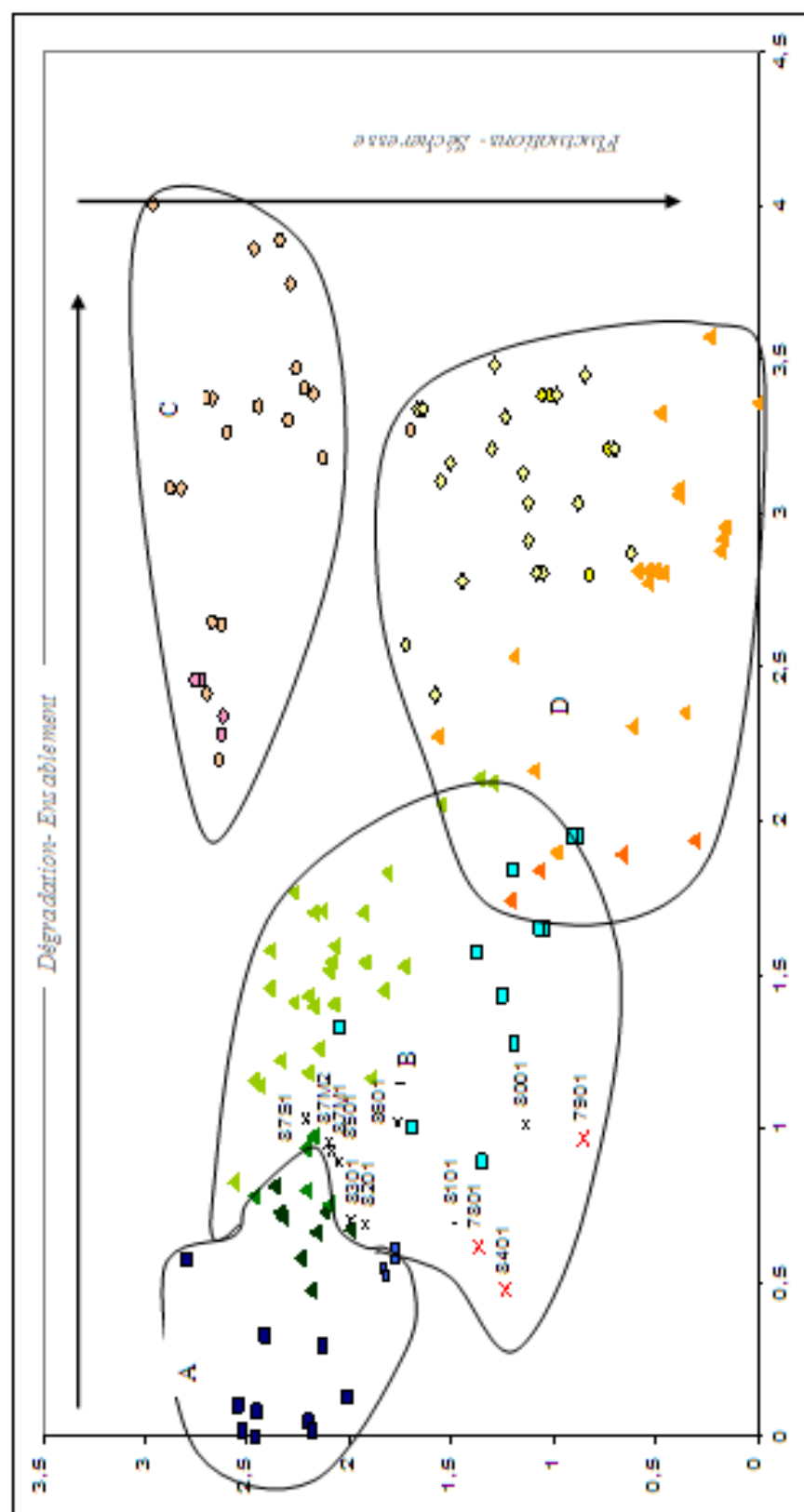


Figure 16. Projection des relevés sur le plan 1-2 de l'Analyse des Correspondances Dépendantes (DCA) effectuée sur des données de 1976 à 2010

■ : Relevés (R) de 1986-1990 en Mise en défaut (MD); ▲ : R de 1990-2000 en MD; □ : R de 1993 en MD; ■ : R de 1990 en zone saturée (ZP); ▲ : R de 1993 en ZP; ▲ : R de 2000 en MD; ▲ : R de 2000 en ZP; ♦ : R de 2006 en MD et ZP; ♦ : R de 2010 en MD; ♦ : R de 2010 en ZP.

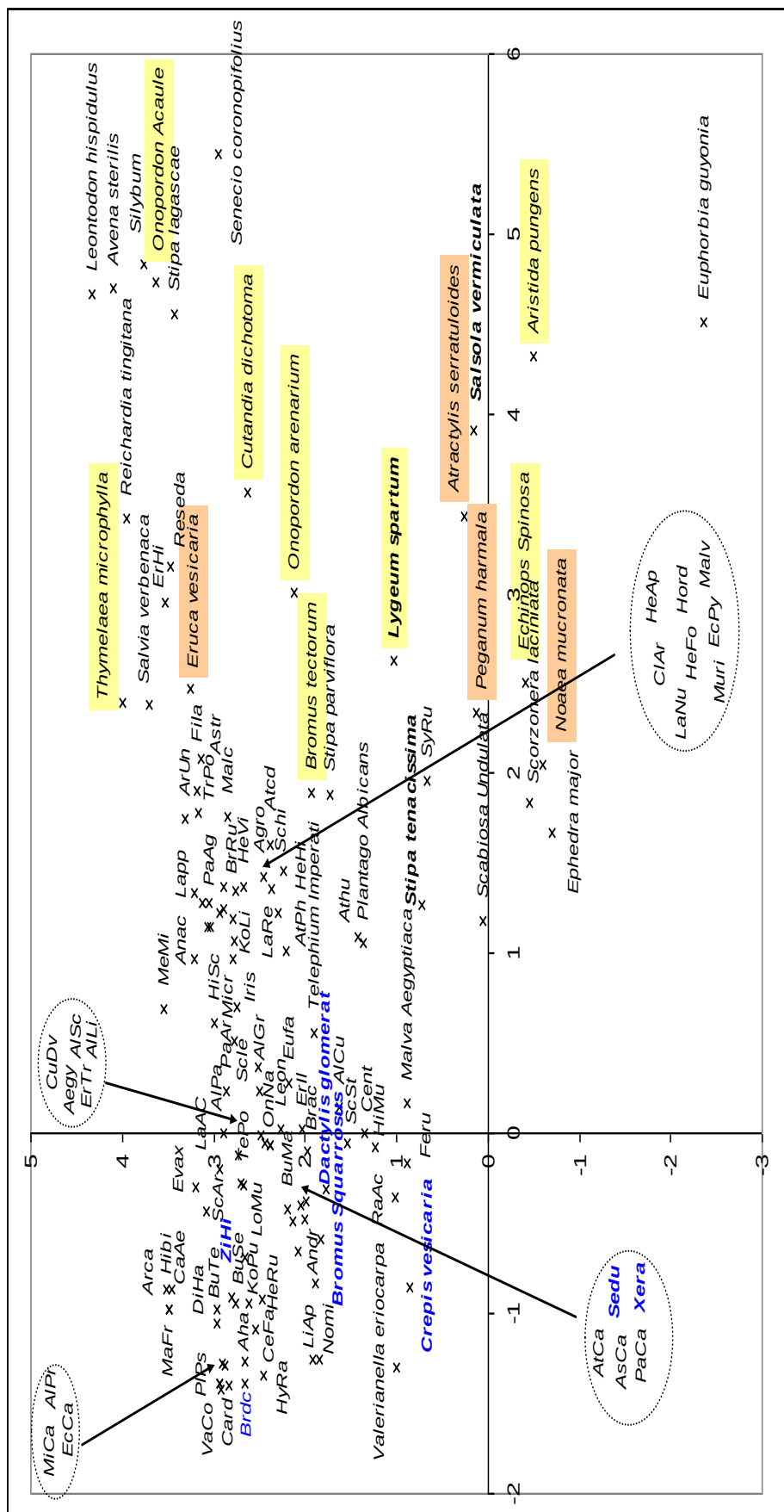


Figure 17. Projection des espèces sur le plan 1-2 de l'Analyse des Correspondances Détendrée (DCA) effectuée sur des données de 1976 à 2010

3.2. Analyse des relations végétation-milieu (CCA)

L'Analyse Canonique des Correspondances (CCA) est utilisée pour apporter une explication à la répartition de la végétation en relation avec les facteurs d'environnements et d'identifier les facteurs écologiques qui interviennent le plus dans cette répartition. Pour cela, deux CCA ont été effectuées avec l'ensemble des espèces et quelques variables environnementales. La première analyse (CCA1) a été effectuée avec 86 espèces et sept variables (86 ESP x 7 Variables) relatives à la végétation, au climat et aux éléments à la surface du sol (RG, PG, Lit, EG, SP, SFq et P ; la liste des abréviations est retrouvée en annexe 2). Dans la deuxième analyse (CCA2) six variables pédologiques ont été rajoutées aux variables citées, : A, LF, LG, SF, SG et MO, soit une analyse des données de 85 espèces et de 13 Variables.

CCA1

Les valeurs propres pour la première CCA sont égales à 0,43 pour l'axe 1 et 0,16 pour l'axe 2.

L'analyse des corrélations entre les axes et les variables écologiques suggère que l'axe 1 est corrélé au voile éolien, au recouvrement globale de la végétation, à la litière et à la pellicule de glaçage, alors que l'axe 2 est défini exclusivement par la variable climatique représentée par les pluviosités annuelles (tab. 8). Ainsi, les résultats de l'ordination de la CCA1 (fig. 18) montrent que l'axe 1, oppose nettement la variable fréquence de sable dans sa partie positive, au couvert végétal, et dans une moindre importance, la litière et la pellicule de glaçage. Par ailleurs, la variable Pluie est projetée vers la partie positive de l'axe 2. En revanche, les éléments grossiers et l'épaisseur du sable ne semblent pas être des variables déterminantes car elles sont relativement proches de l'origine du diagramme.

Ces oppositions sont également détectables au niveau de la distribution des espèces. Ainsi, se projettent sur la partie positive de l'axe 1 des psammophytes telles que *Aristida pungens*, *Bromus tectorum*, *Cutandia dichotoma* *Lygeum spartum* et *Salsola vermiculata*, et des espèces de dégradation de la végétation par le surpâturage comme *Atractylis serratuloides*, *Echinops spinosus*, *Onopordon arenarium*, *Noaea mucronata* et *Peganum harmala*. Les espèces situées du côté négatif de l'axe 1 et positif de l'axe 2 caractérisent non seulement les steppes d'alfa en bon état comme *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme*, *Xeranthemum inapertum* et *Zizyphora hispanica*, mais aussi celles qui apparaissent en bonne année telles que *Bromus squarrosus* et *Crepis vesicaria*.

Ainsi, la CCA1 souligne l'importance de certaines caractéristiques à la surface du sol et de végétation, expliquant la plus grande variance des espèces suivie par celle climatique exprimée par les pluviosités annuelles.

Tableau 8. Corrélations entre les axes et les variables écologiques de la CCA1.

	SPEC AX1	SPEC AX2	ENVI AX1	ENVI AX2	P	SP	SFq	EG	PG	Lit	RG
SPEC AX1	1.000										
SPEC AX2	0.003	1.000									
ENVI AX1	0.935	0.000	1.000								
ENVI AX2	0.000	0.905	0.00	1.00							
P	-0.13	0.727	-0.14	0.80	1.00						
SP	0.040	-0.246	0.04	-0.27	-0.70	1.00					
SFq	0.872	-0.075	0.93	-0.08	-0.38	0.355	1.00				
EG	-0.29	0.235	-0.31	0.26	-0.26	0.699	-0.03	1.00			
PG	-0.56	-0.256	-0.60	-0.28	-0.30	0.353	-0.52	0.361	1.00		
Lit	-0.54	0.025	-0.58	0.03	-0.27	0.480	-0.39	0.668	0.587	1.00	
RG	-0.76	-0.038	-0.82	-0.04	0.191	-0.13	-0.74	0.130	0.244	0.189	1.0

P : pluie ; SP : épaisseur di sable ; SFq : fréquence du sable ; EG : éléments grossiers ; PG : péllicule de glaçage ; Lit : litière ; RG : couvert végétal.

CCA2

La deuxième analyse canonique des correspondances (CCA2) montre à son tour des valeurs propres proches de la CCA1, soit 0,40 pour l'axe 1 et 0,17 pour l'axe 2. L'examen du tableau 9 montre que l'axe 1 est corrélé aux variables écologiques fréquence et épaisseur du sable, à la texture du sol (LF et A), à la pluviosité, au recouvrement global de la végétation et à la litière, et dans une moindre importance, aux éléments grossiers et à la matière organique. Quant à l'axe 2, il semble être défini par une texture grossière (LG et SG).

Ces résultats montrent la projection des variables édaphiques liés à la texture du sol (SP, SFq et SF) sur le côté positif de l'axe 1 (fig. 19). Sur le côté négatif de l'axe, s'opposent à ces derniers, les variables liées à une texture fine (A et LF), à un couvert végétal élevé, à la litière à la matière organique ainsi qu'aux bonnes conditions climatiques (P élevées).

Les espèces qui semblent inféodées au premier groupe de variables sont pratiquement les même que celles caractérisant l'axe 1 de la CCA1; ce sont les espèces psammophiles et les espèces indiquant une dégradation par le surpâturage dans la partie positive de l'axe. Du côté négatif de l'axe, se projettent les espèces liées au second groupe de variables et qui caractérisent les steppes d'alfa pur et en bon état.

La CCA2 confirme non seulement l'importance des variables écologiques utilisées dans la CCA1, mais valorise aussi l'importance de l'épaisseur du sol (variable non discriminante dans la CCA1) et des caractéristiques pédologiques, notamment celles en relation avec la texture du sol dans la distribution de la végétation.

Les résultats de la DCA et les deux CCA sont à peu près similaires, laissant suggérer que les variables écologiques considérées sont les plus importantes et discriminantes dans la variation de la végétation et que cette dernière n'est pas due au hasard.

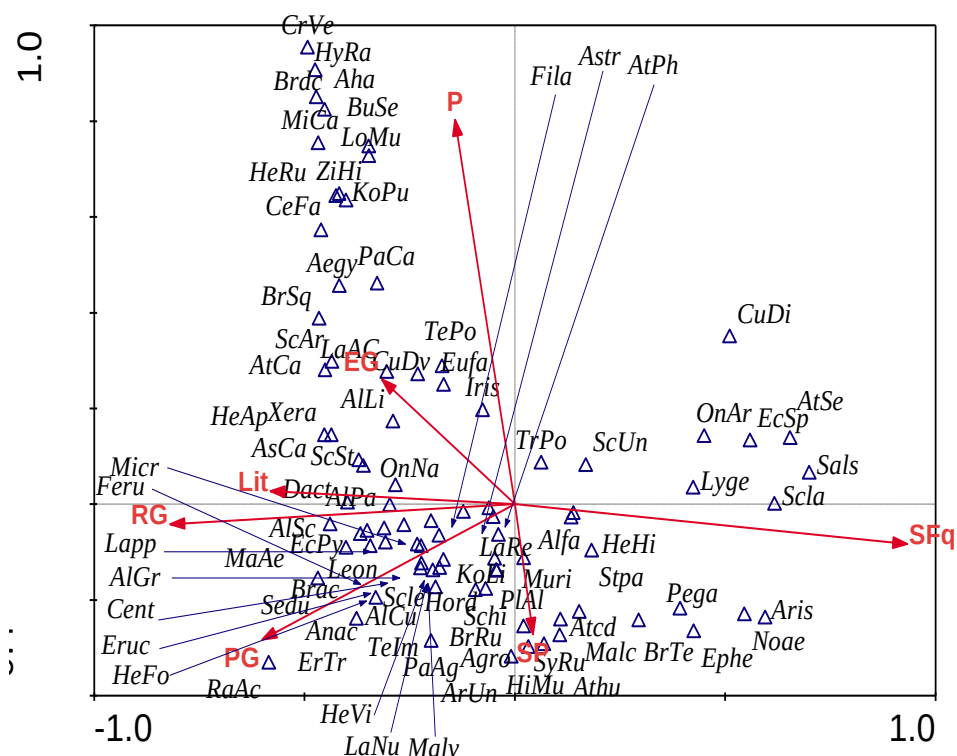


Figure 18. Projection des espèces et des variables à la surface du sol et de la pluviosité sur le plan 1-2 de la CCA1 (Analyse Canoniques des Correspondances).

Tableau 9. Corrélations entre les axes et les variables écologiques de la CCA 2.

	SPEC AX1	SPEC AX2	ENVI AX1	ENVI AX2
SPEC AX1	1.0000			
SPEC AX2	0.0279	1.0000		
ENVI AX1	0.9421	0.0000	1.0000	
ENVI AX2	0.0000	0.9279	0.0000	1.0000
P	-0.6343	-0.4885	-0.6733	-0.5264
SP	0.7884	-0.0313	0.8369	-0.0337
SFq	0.9052	-0.0055	0.9608	-0.0060
EG	-0.5577	-0.2699	-0.5920	-0.2909
PG	-0.4933	0.3914	-0.5236	0.4218
Lit	-0.6689	0.3976	-0.7100	0.4285
RG	-0.6016	-0.3815	-0.6386	-0.4111
A	-0.7322	0.2172	-0.7772	0.2340
LF	-0.7558	0.2340	-0.8023	0.2521
LG	-0.2884	0.6453	-0.3062	0.6955
SF	0.6818	-0.1741	0.7237	-0.1876
SG	0.3339	-0.4777	0.3544	-0.5148
MO	-0.4578	-0.1828	-0.4859	-0.1970

P : pluie ; SP : épaisseur di sable ; SFq : fréquence du sable ; EG : éléments grossiers ; PG : péllicule de glaçage ; Lit : litière ; RG : couvert végétal ; A : argiles ; LF : limons fins ;LG : limons grossiers, SF : sables fins ; SG : sables grossiers ; MO : matière organique.

couvert chute de près de 90% dans la mise en défens et qui pratiquement disparaît à l'extérieur en 2000 (tab. 10). La disparition de l'alfa est liée au pâturage qui demeure l'unique perturbation (Slimani, 1998), largement dépassé à l'extérieur de la mise en défens. D'un autre côté, *L. spartum* qui était simplement présent dans le système préexistant avec une fréquence négligeable (Aidoud, 1989), apparaît pour la première fois avec un couvert significatif en 1993 (Aidoud *et al*, 2011). Le Sparte qui se maintient est favorisé par le voile sableux (Le Houérou, 1969 ; Melzi, 1986).

Le retour des pluies, à la fin des années 2000, a favorisé l'expansion de *L. spartum* qui couvre alors 25% du sol dans la steppe protégée mais seulement 7% dans la steppe pâturée. *Salsola vermiculata* qui n'avait jamais été recensée durant les 10 premières années de suivi apparaît à partir de 2000 et semble se maintenir.

Le changement de la composition floristique se traduit également à travers la richesse et la diversité spécifique. La régression de cette dernière est l'un des principaux indicateurs biologiques de la désertification. L'évolution de la diversité floristique montre des variations significatives dans le temps. La valeur maximale de la richesse spécifique est observée dans le système préexistant (fig.15) pour les deux niveaux de pâturage considérés avec une baisse importante en 1987, notamment dans la zone non protégée. Cette baisse est très hautement significative en 2000 et 2006 où elle se généralise sur l'ensemble du système puis augmente avec le retour des pluies à la fin des années 2000. Ces diminutions qui coïncident avec les périodes de sécheresses (cf. chapitre 1) sont en accord avec les résultats de plusieurs auteurs (Aidoud & Aidoud-Lounis, 1991 ; Aidoud, 1994 ; Huston, 1994 ; Clément & Maltby, 1996). En effet, hormis les sécheresses périodiques (Tilman & El Haddi, 1992), le niveau de la diversité dans la communauté est déterminé par l'intensité du pâturage et le piétinement (West, 1993). Exprimée par l'indice de Shannon, la diversité est relativement plus importante entre 1977 et 1993 avec néanmoins, des valeurs relativement plus élevées dans la zone pâturée. À partir de 1993, la diversité suit la même évolution que la richesse spécifique. Il semble qu'à la première période de suivi, le pâturage exercé de manière moins intense a favorisé la diversité. De nombreux travaux (Connell, 1978 ; Aidoud, 1994 ; Aidoud & Aidoud-Lounis, 1991 et 1996 ; West, 1993 ; Huston, 1994 ; Clément & Maltby, 1996 ; Slimani, 1998 ; Slimani et Aidoud, 2004) montrent également qu'un pâturage modéré et périodique augmente le niveau de la diversité dans la communauté.

La perturbation a tendance à réduire la compétitivité des espèces dominantes. Elle permet ainsi de faire coexister les espèces du cortège favorisé par le pâturage, tel que *Echinops spinosus* avec celles du cortège du système préexistant, telles que *Helianthemum virgatum*. Cette coexistence de nombreuses espèces après dégradation explique que l'indice d'équitabilité soit plus élevé par rapport à sa valeur de départ (système préexistant). Cet indice n'étant pas sensible à la richesse, montre ainsi une valeur faible lorsque la végétation est dominée par une seule espèce qui est l'alfa. Ce phénomène déjà identifié lors de l'interprétation des résultats d'Amghar et Kadi-Hanifi (2008) est expliqué par Orth et Colette (1996). Cependant, une perturbation intense et permanente ne permet pas le maintien de certaines espèces qui disparaissent à partir de 2000.

Malgré l'amélioration des conditions pluviométriques durant les dernières années de suivi, à l'origine de l'augmentation relative de la richesse et diversité spécifique (fig. 15), la composition floristique a complètement changé. Les espèces caractéristiques du système préexistant telles que *Dactylis glomerata*, *sedum sediforme* et *Xeranthemum inapertum* ont complètement disparu en même temps que celle qui leur servait de refuge. L'augmentation de la richesse de 2010 est essentiellement liée à la présence de thérophytes et des espèces de dégradation comme *Avena sterilis* *Reichardia tingitana* et *Senecio gallicus*.

La baisse du couvert végétal de *Stipa tenacissima* puis sa disparition sont liées au pâturage qui demeure l'unique perturbation, largement dominante à l'extérieur de la mise en défens. Cette dernière semble avoir eu, jusqu'en 1993, un effet bénéfique pour le maintien de la végétation (Aidoud *et al*, 1999 et Slimani & Aidoud, 2004). Le pâturage peut ainsi modifier la composition des éléments dans le sol (Schuman *et al.*, 1999) et affecter directement la composition spécifique d'un écosystème (Fuhlendorf & Smeins 1998). Les effets du pâturage sont toutefois aggravés par les périodes de sécheresses plus ou moins fréquentes, notamment celle de la période 1999 à 2004. La comparaison des résultats de deux années, 1992 et 93 (Slimani, 1998), différentes sur le plan pluviométrique, confirme le lien des changements de la végétation et de la composition floristique au sein d'une communauté, avec les fluctuations climatiques (Tilman et El Haddi, 1992 ; Slimani *et al.*, 2010, Aidoud *et al.*, 2011 ; cf. chapitre 8).

La dégradation de la végétation est accompagnée d'un changement de l'état de la surface du sol et des ses propriétés physico-chimiques comme le montre l'analyse entre 1977 et 2006 (cf. chapitre 4). Il semblerait que les propriétés des variables considérées se sont maintenues jusqu'en 1993 dans la zone soustraite au pâturage. Les changements édaphiques ont commencé à apparaître dans la zone librement pâturée depuis 1984 (Aidoud *et al*, 1999); Slimani, 1998). L'apparition du sable en surface au niveau de cette dernière et conséquence d'une dégradation de la végétation, s'est généralisée sur toute la steppe à partir de 2000 et s'est maintenue jusqu'en 2006.

L'analyse de l'évolution de la végétation de la steppe de Rogassa depuis 1977 a révélé une dynamique régressive des ensembles végétaux définis par la DCA.

Le premier ensemble à *Stipa tenacissima* pur caractérise le système témoin. Les caractères floristiques et édaphiques de cet ensemble semblent correspondre au groupement B2 décrit par Aidoud-Lounis (1984) et à celui de l'aride moyen de Pouget (1980).

Le deuxième ensemble à *Stipa tenacissima* dégradée et à *Lygeum spartum* semble correspondre au groupement 303 décrit par Achour *et al* (1983). Le sparte se cantonne sur les sols ensablés, alors que l'alfa est plus ou moins ensablé, donnant à la steppe une structure en mosaïque. Le caractère directement apprécié sur le terrain est l'ensablement de surface.

Le dernier ensemble identifié, celui à *Lygeum spartum* dominant et à *Salsola vermiculata*, atteste de la disparition irréversible de *Stipa tenacissima* et d'un changement de la communauté végétale. L'installation du sparte est favorisé par le voile sableux (Le Houérou, 1969 ; Melzi, 1986).

Cette évolution régressive de la végétation est confirmée par une analyse diachronique réalisée durant une longue période (1977 à 1992) par Aidoud (1994) et Aidoud & Touffet (1996). Dans cette évolution, l'extinction de l'espèce pérenne dominante du système préexistant (alfa) représente l'élément essentiel et constitue l'un des indicateurs de désertification (Dregne 1991, Le Houérou, 1985, Jauffret & Visser, 2003.).

En résumé, nous assistons à la disparition progressive de *S. tenacissima*, l'espèce caractéristique de la situation témoin. La régression de cette dernière est l'un des principaux indicateurs biologiques de la désertification. Le phénomène s'accompagne de l'apparition et l'augmentation d'espèces qui tendent à dominer, en particulier *L. spartum*, favorisé par l'ensablement de surface. Ce dernier se trouve à son tour favorisé par la baisse du couvert végétal, en particulier celui des pérennes. Ces changements sont accompagnés par une baisse de la richesse et de la diversité spécifique ainsi que d'une dégradation édaphique qui se traduit par les changements dans les propriétés physico-chimiques du sol. Ces changements causés essentiellement par le surpâturage, sont aggravés par les périodes de sécheresses plus ou moins intenses.

Troisième Partie :

Rôle de l'écologie des communautés végétales et de leur suivi à long terme sur la restauration écologique

Chapitre sixième :

Concepts théoriques et implications en écologie de la restauration

Les hypothèses dynamiques s'organisent nécessairement autour d'un ensemble de concepts et modèles qui sont utilisés dans la recherche et la gestion des parcours (Westoby *et al*, 1989). Les approches en dynamique écologique dans les zones arides Nord-africaines ont longtemps appliqué la notion de séquence ou de série dynamique (Lepart & Escarre, 1983) évoluant vers un stade ultime d'équilibre : le climax. Ainsi, selon cette conception, la restauration d'une ancienne steppe d'alfa, où cette espèce a disparu, devrait faire réapparaître le même système écologiquement parlant avec la même physionomie. Depuis, ce modèle d'équilibre a fait l'objet de nouvelles discussions en raison de son applicabilité dans la restauration et de sa non-opérationnalité dans de nombreuses tentatives de restauration.

De façon générale, l'étude de la dynamique de la végétation et des changements en réponse au pâturage et aux fluctuations climatiques repose sur la connaissance de la structure et de la distribution des populations végétales, du mode de coexistence des espèces et du fonctionnement de l'écosystème. La dynamique de la végétation a été très peu étudiée, ou de manière très localisée dans les zones arides à l'échelle de la planète. Une telle étude nécessite une analyse et un suivi sur une longue durée pour vérifier et préciser les hypothèses dynamiques qu'il est important de connaître et qui devraient aider à adopter des stratégies de gestion des parcours.

Deux théories dynamiques se dégagent clairement autour desquelles il y a encore un grand débat : il s'agit des paradigmes d'équilibre et de non-équilibre qui fournissent un cadre de réflexion et de travail pour résoudre les problèmes observés dont il est utile de rappeler les principes.

Afin d'intégrer l'ensemble des paradigmes, est abordée dans un premier temps la base conceptuelle de l'approche de l'écologie des communautés à travers le concept d'assemblage.

1. Règles d'assemblage

Les facteurs déterminants la composition et la dynamique des communautés est une question qui a suscité beaucoup d'intérêt et de débat en écologie. La notion de communauté est déjà incluse dans celle de « biocénose » introduite par Möbius à la fin du XIXe siècle. Dès le début du XXème, deux points de vue s'opposent : celui de Clements (1916) qui, avec le modèle dit « déterministe » (*cf ; infra*) donne les grandes lignes des règles d'assemblage et de dynamique des communautés et celui de Gleason (1917) pour qui, la présence d'espèces côte à côte se

fait par « pure coincidence », position ayant donné naissance au modèle dit stochastique » (*cf. infra*)

Plus tard, les approches en écologie sont réalisées par niveau d'intégration : organisme, population, communauté ou écosystème. Au niveau de la communauté, la notion de « règles d'assemblage » résume bien cette question et décrit la coexistence des espèces (fig. 20) au sein des communautés à partir d'un pool régional d'espèces qui constituent le point de départ des études en écologie des communautés (Keddy & Weiher 1999).

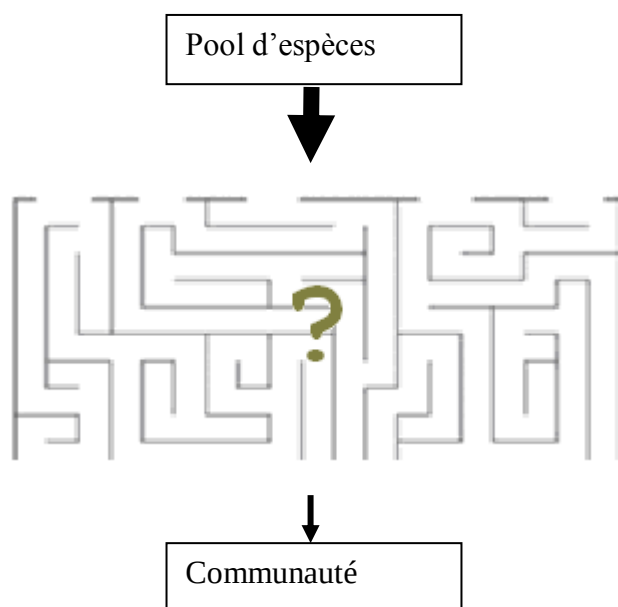


Figure 20 . Objectif des règles d'assemblage en écologie des communautés (d'après Keddy & Weiher 1999). Le labyrinthe portant le point d'interrogation représente les règles d'assemblages qui dépendent de différents filtres représentant les conditions permettant l'intégration d'espèces dans la communauté.

Le concept du « filtre écologique » représente une des principales approches dans la théorie des règles d'assemblage (fig. 20). A partir d'un pool d'espèces potentiellement colonisatrices, les espèces ou les individus doivent franchir différents filtres avant de pouvoir s'installer et participer à la composition finale de la communauté (Keddy, 1992). Seules les espèces adaptées aux conditions biotiques et abiotiques seront capables de s'installer avec succès. Ces conditions biotiques et abiotiques sont considérées comme des « filtres » permettant ou empêchant l'appartenance des espèces à une communauté.

Cette approche met l'accent sur le produit final des nombreuses interactions entre les espèces colonisatrices et les composantes de l'écosystème d'une part, et les interactions des traits individuels comme une boîte noire d'autre part. Son utilisation potentielle pour la restauration écologique réside dans son application au début des projets de restauration pour déterminer les facteurs qui peuvent limiter l'adhésion à une communauté.

Les interactions biotiques constituent le filtre biotique qui permet d'éliminer par compétition des espèces trop similaires. Il participe ainsi à augmenter la variabilité des traits des espèces au sein des communautés (Weiher *et al.* 1998). Ce filtre intègre les interactions plantes-

plantes (ex : compétition ou facilitation, allélopathie), les interactions avec les animaux (ex : herbivorie, pollinisation), avec les champignons (ex : mycorhizes), ou encore avec les bactéries (ex : fixation d'azote au sein de nodosités).

Le filtre dit abiotique, correspond aux facteurs environnementaux (climat, conditions topographiques, perturbation, nature du sol) pouvant limiter l'établissement des espèces issues du pool. Les espèces écologiquement semblables seront filtrées dans la même niche fondamentale (Lavorel & Garnier 2002). Ce processus aboutit donc à l'assemblage d'espèces montrant une variabilité de traits plus faible que sous le simple tri du hasard (Weiher *et al.* 1998).

L'utilisation potentielle des filtres dans la restauration écologique réside dans son application au début des projets de restauration, pour déterminer les facteurs qui peuvent limiter l'intégration à une communauté (Temperton & Hobbs, 2004) .

La restauration écologique qui cherche à orienter un écosystème vers un état stable spécifique après une perturbation, est directement liée aux concepts de la dynamique des écosystèmes et en partie aux règles d'assemblage « assembly rules » des communautés (SERI, 2004 ; Temperton & Hobbs, 2004). La théorie d'assemblage proposée pour la première fois par Diamond (1986) recherche les règles et les mécanismes qui sont derrière les assemblages d'organismes dans diverses situations (SERI, 2004). Wilson (1999, *In* Temperton & Hobbs, 2004) définit les règles d'assemblages comme étant des restrictions écologiques observées sur la présence spécifique ou l'abondance sur une ou d'autres espèces ou groupes d'espèces « ecological restrictions on the observed patterns of species presence or abundance of one or more other species or group of species(not simply the response of species to the environment)».

Il existe deux concepts quant au rôle des facteurs abiotiques dans les règles d'assemblage (fig. 21) qui impliquent des modèles de l'assemblage des communautés (Temperton & Hobbs, 2004) ; Le premier concept qui utilise l'approche catégorielle (analyse des fréquences spécifiques ou des groupes fonctionnels) considère que seules les interactions biologiques (comme la compétition, le mutualisme, l'allélopathie) interviennent dans la détermination des règles d'assemblage (Belyea & Lancaster, 1999). Le second concept se base sur les trois principales théories de l'assemblage des communautés dans le temps : le déterminisme, stochastique et stades alternatifs stables (ASS, *cf infra*) ; il utilise l'approche de réponse pour expliquer les règles d'assemblage, inclut d'autres contraintes sur le pool des espèces, contraintes d'ordre biotique et abiotique (Keddy, 1992).

L'évolution de la communauté dans le modèle déterministe de Clements relatif à la restauration, est vue comme une conséquence inévitable des facteurs biotiques et physiques; le réassemblage de la communauté après une perturbation devrait avoir lieu le long de la trajectoire prévisible de l'évolution (Temperton & Hobbs, 2004). Dans ce cas de figure, la restauration s'intéresserait à recréer les conditions environnementales similaires à celles existant avant la perturbation et laisser alors la succession naturelle faire le reste du travail.

Ceux qui soutiennent le modèle stochastique comme Gleason (1917) , *In* Temperton & Hobbs, 2004; Van Der Maarel & Sykes, 1993) déclarent que la structure et la composition de la communauté est un processus essentiellement aléatoire qui dépend uniquement des niches

disponibles et de l'ordre d'arrivée des espèces, déterminés par les gradients écologiques et historiques sans laisser de place aux interactions biotiques. Dans ce cas, il n'y a pas de raison de s'attendre à un réassemblage identique après une importante perturbation. Le succès de la restauration dépendrait principalement de l'objectif de la communauté (soit de la structure et fonctionnement ou juste du fonctionnement) en s'assurant que les espèces désirées sont introduites pour augmenter la probabilité que l'objectif soit atteint (Temperton & Hobbs, 2004).

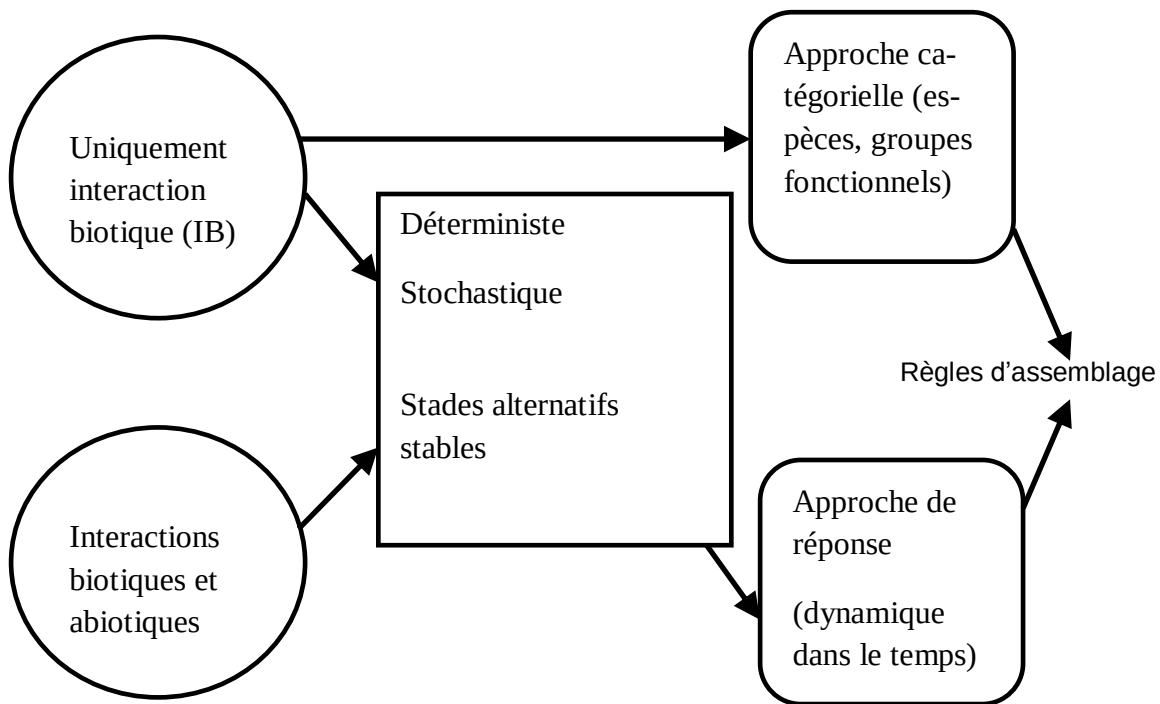


Figure 21. Différentes approches pour l'étude des règles d'assemblages (Temperton et Hobbs, 2004).

Le troisième modèle énoncé par Sutherland (1974, *In* Temperton et Hobbs, 2004), est celui de stades alternatifs stables; modèle intermédiaire entre les deux premiers où les communautés peuvent se développer dans plusieurs stades stables (cf. paragraphe 2.3). La récupération du système dégradé pourra suivre une des nombreuses trajectoires possibles. Le succès de la restauration dans ce cas, supposerait la connaissance de l'histoire de la dégradation.

2. Concept d'équilibre

Le paradigme d'équilibre a depuis longtemps dominé dans les domaines de la dynamique des écosystèmes et de la gestion des parcs (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz, 1999 ; Hermann & Hutchinson, 2005) ; il a été l'un des principes fondateurs de l'écologie scientifique. Il est basé sur le modèle classique de « succession-climax » développé au début du XXème siècle par Clements (1916) pour expliquer la dynamique de la végétation de l'Amérique du Nord. Cet auteur assimile la communauté végétale à un organisme qui naît, vit et se développe jusqu'à maturité. Dans ce processus, les espèces pionnières créent des conditions favorables à l'installation de nouvelles espèces qui, à leur tour seront remplacées et, de stade en stade, graduellement, en l'absence de perturbation naturelle ou anthropique, la phytocénose atteint un état mature et stable appelé climax. Il s'agit du « modèle de succession autogénique » (Le-

part & Escarre, 1983). Il ressort de ce concept l'idée d'une évolution directionnelle des écosystèmes vers un stade autorégulé dit d'équilibre entre la communauté végétale et son milieu déterminé essentiellement par le sol et le climat. Ce concept de succession et de climax repose sur l'idée d'une évolution directionnelle des écosystèmes vers un stade autorégulé dit d'équilibre entre la communauté végétale et son milieu déterminé essentiellement par le sol et le climat; il joua un rôle important de généralisation structurante en écologie. Dyksterhuis (1949) adopte dans ce modèle un seul stade stable : le climax où la végétation d'un site donné à un temps donné est vue le long d'une trajectoire linéaire comme un point partant de conditions pauvres ou très perturbées vers des conditions excellentes ou climax. Mais selon certains auteurs tels que Behnke & Scoones (1993), lorsque le climax est perturbé (changements d'usage ; variabilité du climat), la succession de végétation tend vers un sub-climax.

Dans le cas de l'herbivorie en général et de l'élevage extensif en particulier, le modèle d'équilibre souligne l'importance des réponses biotiques qui résultent:

- de la régulation densité-dépendance des populations animales sur la composition végétale;
- des fluctuations des populations animales en réponse au changement de la capacité de prélèvement;
- des biomasses disponibles contrôlées par les herbivores (herbivor-controlled).

Les réponses résultent également de la compétition comme une force structurante de la communauté végétale (Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz, 1999). Cela suppose une relation entre l'intensité du pâturage et la végétation qui forme la base du modèle décrit par Dyksterhuis (1949). Dans ce modèle, lorsque le nombre d'herbivores augmente, la biomasse et le couvert végétal diminuent et la composition spécifique dominée par des espèces pérennes caractérisant le « climax » est remplacée par une végétation de faible valeur fourragère. Mais lorsque l'intensité du pâturage diminue, le modèle prévoit un retour vers les successions précédentes.

La gestion des parcours sous ce modèle se base sur la capacité de prélèvement, la charge animale et les conditions d'évaluation des parcours (Vetter 2005). La réponse de la végétation au pâturage, est linéaire et réversible et peut être prévisible selon la charge animale (Vetter, 2005). Les gestionnaires des parcours peuvent, selon ce modèle, ajuster la tendance de la succession végétale au moyen de la charge animale (Fynn & O'Connor 2000).

Bien que la controverse issue de l'analyse du modèle n'aborde pas clairement leur évolution, d'autres auteurs supposent que la richesse et la diversité spécifique atteignent un maximum à des intensités de pâturage intermédiaires, et diminuent avec une forte intensité de pâturage (Harper, 1969 ; Milchunas *et al.*, 1988) : il s'agit de l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (Connell, 1978).

Dans le cas des tentatives d'aménagement des steppes du Nord de l'Afrique, c'est ce modèle d'équilibre, avec la notion de "densité-dépendance" qui a été surtout appliqué (Le Houérou, 1969). Certains auteurs expliquent l'échec de la plupart des plans d'aménagement en steppe par l'utilisation de ce modèle. Cependant, les trajectoires de succession ne paraissent pas toujours suivre les séries décrites ou hypothétiques. De nombreuses steppes dégradées, même

protégées, ne reviennent pas au stade préexistant pouvant être considéré comme "climacique" ou du moins doué d'une stabilité durable. Les bifurcations vers de nouvelles trajectoires n'évoquant pas vers le climax prévu ont donné lieu à des notions connexes⁷ désignant des états stables s'installant là où le climax ne peut plus être recréé. Ces considérations montrent la limitation du concept de climax et donc du modèle déterministe.

3. Concept de Non-Equilibre

L'application du concept d'équilibre pour la gestion des parcours suscita bien des critiques en particulier pour les zones arides où la variabilité de la pluie semble être le facteur déterminant dans le changement de l'écosystème (Connell & Slayter, 1977 ; Westoby *et al*, 1989 ; Friedel 1991; Laycock 1991).

Gleason, dès 1926, rejetta l'idée de considérer la communauté végétale comme un organisme et affirma que les plantes forment des assemblages accidentels très variables et très irréguliers dans le temps bien que la succession soit marquée par une certaine tendance d'ensemble (Whittaker, 1970) ; d'ailleurs, les modèles théoriques d'équilibre ont eu des difficultés à prévoir avec succès le comportement des systèmes naturels complexes (Holling 1973; Vitter 2005; Connell & Sousa 1983). Il est évident que la notion d'équilibre et de stabilité ne peuvent s'appliquer au sens strict aux écosystèmes qui sont des systèmes ouverts, traversés par des flux de matière et d'énergie avec de nombreux échanges entre eux (Lévêque, 2001). La difficulté de l'application des modèles d'équilibre aux écosystèmes et à la gestion des parcours, avait suggéré la nécessité de développer un paradigme totalement différent pour décrire des systèmes en Non-Equilibre. Cela ne signifie pas que l'équilibre n'existe pas dans la na-

7 Nombreuses dénominations : subclimax, disclimax, postclimax, preclimax, paraclimax, conclimax, anticlimax, metaclimax, pseudoclimax, quasiclimax, coclimax, superclimax...

ture, mais qu'il n'apparaît pas nécessairement à toutes les échelles ou pour tous les phénomènes (Lévêque, 2001).

Dans les systèmes pâturés, Ellis & Swift (1988) suggèrent que ces modèles d'équilibre soient appliqués dans les situations où la croissance végétale est relativement constante d'une année à une autre, permettant une augmentation des populations d'herbivores jusqu'à ce que celles-ci soient stabilisées par les limites de densité-dépendance.

Actuellement, ce modèle dynamique de non-équilibre semble mieux expliquer l'hétérogénéité spatiale et temporelle observée dans la plupart des systèmes écologiques en particulier dans les milieux arides (Sullivan & Rohde, 1999 ; Hermann & Hutchinson, 2005).

Le terme de non-équilibre fut utilisé pour la première fois par Wiens (1984) pour décrire la dynamique des écosystèmes arides et semi-arides. Contrairement au modèle d'équilibre, les forces motrices dans les systèmes de parcours en non-équilibre sont des facteurs abiotiques stochastiques, en particulier la variabilité des pluies qui induit une grande variation de la production végétale (Vetter, 2005). Il est certain que la variabilité a une grande influence sur la composition spécifique et la production comme il a été montré dans certains milieux arides (O'Connor, 1985 ; Aidoud, 1989) ; cela impliquerait que le pâturage a des effets négligeables ou nuls sur la composition, la biomasse végétale et la dynamique des parcours arides considérés en non-équilibre (Behnke & Scoones, 1993 ; Fynn & O'Connor, 2000). Dans un tel contexte d'environnement variable en permanence, les interactions plante-herbivore seraient très faiblement associées et les populations d'herbivores contrôlées par le facteur densité-indépendance. La biomasse végétale serait contrôlée par des facteurs abiotiques et la compétition spécifique ne constituerait plus une force structurante des communautés (Ellis & Swift, 1988 ; Fernandez-Gimenez & Allen-Diaz, 1999).

La dégradation de la végétation par le surpâturage est peu probable puisque la densité du troupeau est maintenue en dessous de la densité d'équilibre par les fréquentes périodes de sécheresses (Ellis & Swift, 1988 ; Behnke & Scoones, 1993 ; Vetter, 2005) et non pas régulée par la densité-dépendance; Ellis (1995) va jusqu'à proposer, sur la base d'une étude menée dans une steppe de Mongolie, que le modèle de non-équilibre s'applique lorsque le coefficient de variation de la pluviométrie annuelle est supérieur à 33% et la moyenne annuelle de pluies est inférieur à 250 mm.

Les systèmes en non-équilibre sont des concepts empiriques qui nécessitent pour leur compréhension plus d'études sur divers sites spécifiques en zones arides devant être analysées dans leur propre contexte afin que la théorie puisse être appliquée par les décideurs dans l'intérêt d'un développement durable (Sullivan & Rohde, 1999) ; ces auteurs soutiennent que le modèle de non-équilibre demeure crucial pour la compréhension des milieux arides et de leur dynamique.

Dans le cas des parcours steppiques d'alfa de l'Algérie et où la variabilité climatique, en particulier celle des pluies, est très importante, le système semble répondre plus à cette théorie de non-équilibre. Cependant, la dégradation, voire la désertification de ces steppes semble remettre en cause les conditions d'installation d'une telle dynamique (cf. infra).

Depuis les mutations sociales des populations rurales et les subventions de l'état en aliments fourragers pour le cheptel, l'équilibre de ce dernier n'est plus maintenu par les périodes de sécheresse. Ceci a engendré une situation de surcharge sur les parcours, et la dynamique se trouverait dans ce cas, contrôlée non seulement par la variabilité des pluies mais aussi par l'effet du surpâturage.

Les disciplines de l'écologie appliquée comme l'aménagement des parcours, sont nécessairement organisées autour d'un modèle ou d'un système de concepts concernant le fonctionnement de l'écosystème (Westoby *et al*, 1989). Divers modèles de non-équilibre sont alors développés et discutés dans un cadre conceptuel plus large à partir des connaissances acquises et de nombreux travaux de recherches pour décrire les changements dans les parcours et comprendre les composantes et les processus de la dégradation pouvant être un apport dans l'élaboration de stratégies efficaces sous divers niveaux de dégradation (Westoby *et al*, 1989 ; Laycock, 1991, Huntsinger & Bartolome 1992; Allen-Diaz & Bartolome 1998...). Les auteurs cités insistent sur la non-linéarité des réponses de la végétation aux perturbations liés au pâturage et à l'environnement.

Une série de modèles conceptuels, notamment les concepts de seuils, de Stades-et-Transitions et de Stades alternatifs stables, sont suggérés.

3.1. Concept de seuil

Un des modèles du paradigme de non-équilibre est celui du « seuil » écologique décrit après plusieurs études théorique et empirique (Holling, 1973 ; Laycock 1991 ; Friedel, 1988, 1991 ; Bestelmeyer, 2006).

Le seuil est défini comme étant le point où, même de faibles changements dans les conditions du milieu mèneront à des changements importants des variables du système (Carpenter *et al*, 2001). Les seuils écologiques définissent donc des changements brusques dans les propriétés écologiques dans le temps et dans l'espace (Bestelmeyer, 2006).

Le modèle considère que le système entre dans un autre stade qui peut être distingué sur la base de la physionomie de la communauté ou des propriétés du sol, dès que les seuils sont franchis (Friedel, 1991 ; Hermann & Hutchinson, 2005).

La notion de seuil est très liée à celle de la stabilité d'un système. Si la stabilité relative de l'écosystème entraîne une résistance au changement imposé par les forces externes, cet écosystème peut revenir au stade initial stable après une perturbation (Margalef, 1969, *In* Laycock, 1991). Néanmoins, un stade non stable ne peut revenir à un niveau initial mais franchit un « seuil » et continue son évolution vers un nouveau stade (Laycock, 1991). Les seuils écologiques sont utilisés pour décrire la réorganisation des stades en réponse à des changements graduels ou discrets de la structure et des conditions environnementales (Bestelmeyer, 2006).

L'utilisation du concept de seuils offre un cadre utile pour l'identification de changements environnementaux importants (Friedel, 1988, 1991). Une fois le seuil franchi vers un stade plus dégradé, l'évolution progressive ne peut être atteinte par un simple contrôle du pâturage mais nécessitera plutôt une plus grande intervention. Pour cela, Bestelmeyer (2006) recom-

mande d'élargir les attributs utilisés pour définir les stades et les seuils et d'identifier la nature des seuils en définissant la relation entre structure, processus et dégradation et en distinguant les seuils préventifs de ceux de restauration (cf. infra).

L'utilisation des seuils écologiques peut être une approche potentiellement risquée en particulier lorsqu'il s'agit de fixer des niveaux de référence pour la couverture du paysage (Mc Alpine, 2002). Le problème clé concerne la perte ou la fragmentation de l'habitat; ces processus se manifestent à plusieurs échelles spatiales (Lindenmayer & Franklin, 2002), menant à différents seuils potentiels; or, la plupart des études sur les seuils ont mis au point une seule échelle spatiale (Lindenmayer & Luck, 2005). Ainsi, la valeur retenue pourrait être peu convaincante et sous-estimée pour plusieurs groupes d'espèce, quelques-une d'entre elles pouvant se perdre au-delà d'un « seuil » particulier de couverture, simplement comme une perte d'une fonction de l'habitat en tant que tel. Dans cette démarche, les niveaux de seuils identifient le point où un nombre important d'espèces est perdu du paysage, alors que le point central devrait être le point où la plupart des espèces sont capables de maintenir les populations viables sur plusieurs générations (Bestelmeyer, 2006).

Le surpâturage et l'ensablement durant la décennie 1980, ont respectivement été responsables de la réduction de la biomasse de la steppe d'alfa à Rogassa puis de la fragmentation du peuplement d'alfa (Aidoud & Touffet, 1996). Un indicateur de seuil de changement irréversible a été déterminé comme étant la dénudation du rhizome de la touffe d'alfa. L'ensablement de surface, faisant suite à l'érosion du sol, est venu mettre un terme à la communauté d'origine (Slimani *et al.*, 2010). Ce changement a été si rapide qu'il peut être qualifié de catastrophe au sens dynamique du terme (Lockwood & Lockwood, 1993).

3.2. Concept de Stades-et-Transitions

Certains auteurs (Westoby *et al.*, 1989; Huntsinger & Bartolome, 1992; Allen-Diaz & Bartolome, 1998) ont proposé que les dynamiques observées dans les parcours soient décrites par le modèle de stade et transition « State-and-Transition ST ». Les « Stades » sont identifiables et constituent un assemblage d'espèces relativement stables occupant un site. Les « Transitions » entre stades sont provoquées aussi bien par des « événements » naturels (climat, feu..) que par des actions de l'homme (modification de la charge animale, destruction ou introduction d'espèces végétales). Très souvent, ils sont dus à la combinaison des deux.

Les transitions peuvent avoir lieu très rapidement, dans le cas par exemple d'un incendie, ou sous une période plus longue (comme lors de la croissance végétale de cohorte). Les transitions ne sont pas persistantes, elles évoluent vers un autre stade plus stable dans le temps et dans l'espace, en fonction des événements naturels ou des facteurs liés à l'activité de l'homme.

L'avantage dans la formulation de Stade-et-Transition apparaît réellement lorsque la dynamique des parcours consiste à définir clairement les stades discrets liés par les transitions brusques. Cependant, même lorsqu'un stade n'est pas clairement distingué de l'autre, les stades et transitions fournissent toujours une trajectoire pratique résumant les connaissances sur la dynamique des parcours sans déformation.

La notion de "transition" est proche de celle de "seuil" dans la mesure où même Westoby *et al.*, (1989) parlent de transition de courte durée, ce qui peut correspondre à un seuil. Toutefois, cette formulation présente l'intérêt de fournir une trajectoire pratique d'organisation de l'information dans les modèles de gestion et de restauration des écosystèmes pour l'aménagement (Mayer & Rietkerk, 2004); les auteurs considèrent que le critère d'aménagement plutôt que le théorique est décisif pour déterminer quels sont les stades reconnaissables dans une situation donnée. Il s'ensuit qu'un parcours particulier peut être décrit selon le nombre de stade et de transitions (Westoby *et al.*, 1989), identifiés selon le changement de la composition des structures (Fynn & O'Connor 2000).

Le modèle soulève le problème d'échelle temporelle. A quel moment affirmer qu'un seuil est franchi et qu'un état donné est un stade stable ou simplement une transition? A titre d'exemple, lorsque *S. tenacissima* est remplacée par *L. spartum*, ce dernier état, apparaissant comme relativement stable, peut n'être qu'une transition plus ou moins longue, en raison des capacités structurantes plus faibles du sparte liées essentiellement à son caractère arido-passif vis-à-vis des sécheresses de longue durée (Aidoud *et al.*, 2011).

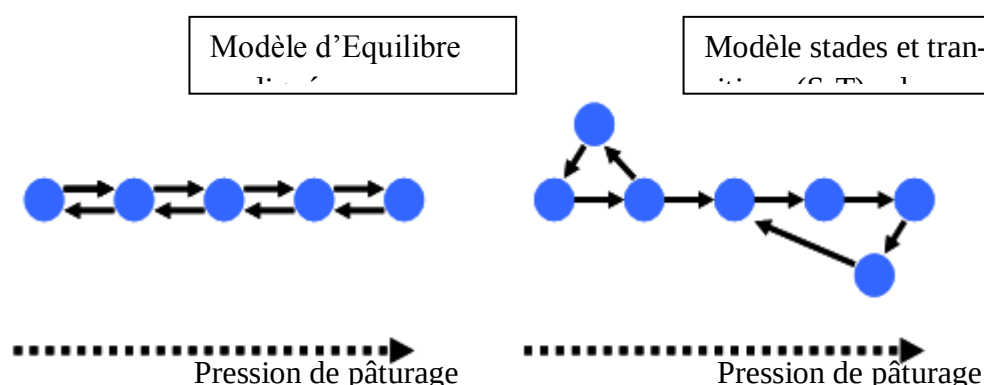


Figure 22. Modèles de dynamique selon les approches de Dyksterhuis (1949) et de Westoby *et al.* (1989) appliqués aux parcours pastoraux.

Les cercles représentent les stades et les flèches les transitions. La linéarité de la succession et la réversibilité du premier modèle n'est plus vérifiée dans le deuxième nettement plus courant dans les parcours arides.

3.3. Concept de stades alternatifs stables

Selon Mayer & Rietkerk (2004), la désignation de « stades alternatifs stables » est utilisée pour indiquer les potentialités de plusieurs communautés différentes après une perturbation ou pour décrire une série de systèmes dynamique peu différents. Son usage est étendu par la suite aux interactions des populations spécifiques avec d'autres populations telle que la coexistence spécifique même sous des conditions identiques du milieu. De plus en plus, la recherche confirme que les systèmes dégradés sont souvent dans un stade alternatif persistant résilient, né-

cessitant une voie unique de restauration (Hobb & Harris, 2001). Laycock (1991) parle plutôt de stades stables qui semblent décrire la végétation des parcours arides et semi-arides, alors que Scheffer & Carpenter (2003) préfèrent parler de « régime dynamique » pour discuter des effets des perturbations ou des changements d'un écosystème.

Le modèle de stades alternatifs stables comprenant des feedback positifs, sont de plus en plus utilisés pour prévoir quand un système pourrait brusquement se dégrader à la suite d'un changement graduel des facteurs climatiques, d'une exploitation humaine des ressources biotiques et d'une perte et fragmentation de l'habitat (Suding *et al*, 2004). Ces modèles fournissent aussi un cadre constructif pour le développement des moyens de gestion qui peuvent être utilisées pour restaurer les systèmes qui sont déjà dégradés vers un autre stade, différent du stade initial ou ciblé, et où la trajectoire de la dynamique sera probablement très différente de celle de la dégradation (Suding *et al*, 2004).

Les écosystèmes sont maintenus au sein d'un stade stable à travers des dynamiques internes des variables, telle l'interaction entre populations des espèces qui coexistent dans un écosystème.

Les perturbations externes, les changements des rapports internes entre les espèces, ou la combinaison des deux peut déclencher un changement d'un stade vers un autre (Mayer & Rietkerk, 2004). Dans la plupart des cas, c'est la variable externe qui est responsable du changement vers un autre stade (Suding *et al*, 2004) comme il a été montré dans les écosystèmes arides et semi-arides de la savane et où le pâturage et les pluviosités (Rietkerk *et al.*, 1997), ainsi que l'intensité du pâturage (Sharp & Whittaker, 2003) constituent les variables externes.

Une fois que le système entre dans un nouveau stade, les variables internes se développent et empêchent alors le retour du système vers le stade initial, même après que toutes les conditions soient restaurées, en raison le plus souvent de la perte de certaines espèces particulièrement dominantes comme *Stipa tenacissima* pour le cas des systèmes pâturés du Sud-Oranais.

La restauration écologique (RE) peut être définie comme « le processus aidant à recréer un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004). Aronson *et al.* (2006) complètent la définition de la RE comme « un processus qui permet de récupérer et d'améliorer le fonctionnement de l'écosystème à l'intérieur des paysages constitués de terres à production agricoles et de réserves naturelles ». Les écologues de la restauration s'accordent pour définir la RE comme « la transformation intentionnelle d'un milieu pour y établir un écosystème considéré comme indigène et historique. Le but de cette intervention est d'imiter la structure, le fonctionnement, la diversité et la dynamique de l'écosystème » (Society for Ecological Restoration, 1990).

Le terme de la restauration écologique traite d'un large éventail d'activités impliquant notamment la réparation des écosystèmes endommagés ou dégradés (Jordan *et al*, 1987); plusieurs autres termes ont aussi été utilisés pour décrire ces activités, intégrant la restauration proprement dite, la réhabilitation, la récupération (reclamation), la purification ou l'assainissement (remediation), la réaffectation (reallocation), la reconstruction, le remplacement (Gore & Shields 1995, Aronson *et al* 1993).

L'objectif de l'écologie de la restauration est d'initier la récupération des systèmes endommagés en créant des conditions qui poussent le système à suivre la trajectoire naturelle (Jordan *et al*, 2006). En d'autres termes, il s'agit de maintenir ou d'accroître la productivité primaire ou secondaire et d'améliorer la diversité biologique ainsi que la stabilité des écosystèmes (Aronson *et al*, 1995). Cette trajectoire devrait mener l'écosystème vers des conditions similaires au système de référence qui représente un stade avancé de dynamique le long de la trajectoire naturelle (Lindenmayer & Luck, 2005).

En plus des approches techniques et écologiques qui définissent en quelque sorte l'offre possible en matière de restauration d'écosystèmes, l'écologie de la restauration élargit aussi son champ aux sciences sociales qui participent à l'évaluation de la demande sociale (Vallauri & Chauvin, 1997). Restaurer les systèmes dégradés doit intégrer en effet les êtres humains, autrement les habitats restaurés seront très vite dégradés ou perdus de nouveau puisque la raison de la perte initiale n'a pas été changée. La restauration par conséquent doit impliquer le changement des comportements des hommes vis-à-vis de la nature, grâce à des efforts socioéconomique, d'éducation et culturel (Halle & Fattorini, 2004).

L'altération des interactions biotiques et abiotiques (fig. 23) vont permettre de distinguer deux principaux seuils (Hobbs & Norton , 2004). Dans le cas où un système a été dégradé principalement en raison des changements biotiques (tels que les changements de la composition végétale causés par le pâturage), les efforts de restauration devraient se concentrer sur les manipulations biotiques qui élimineraient le facteur dégradant (par exemple, le pâturage animal) et ajuster ou arranger la composition biotique (comme replanter les espèces perdues). Si d'un autre côté, le système s'est dégradé suite à des changements des caractères abiotiques (tel que l'érosion du sol ou le changement de l'hydrologie), les efforts de la restauration doivent se concentrer d'abord sur l'élimination des facteurs de dégradation et la réparation du milieu physique et/ou chimique (comme le rétablissement d'un régime hydrologique particulier).

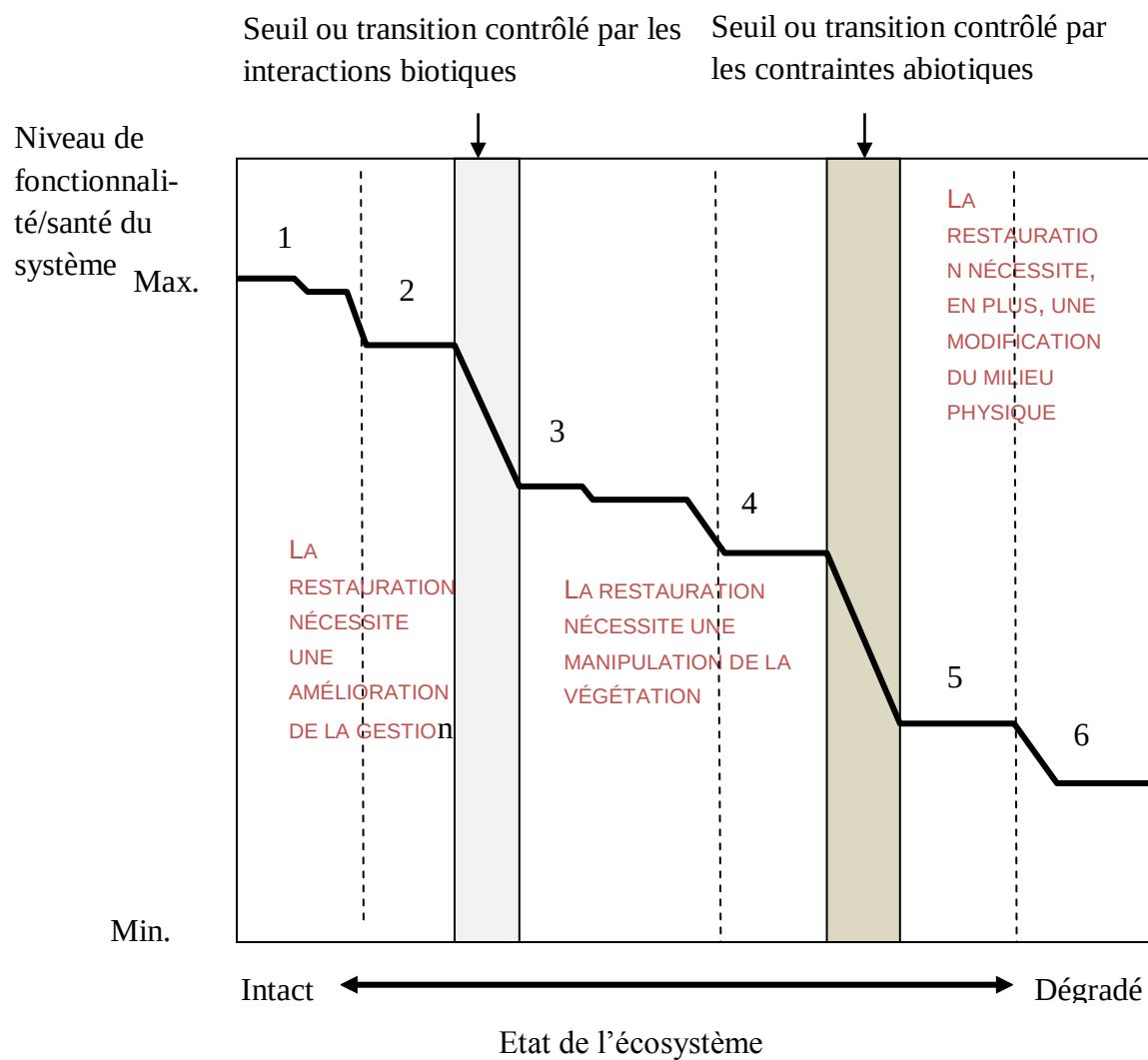


Figure 23. Concept du model de transitions entre les stades dégradés et non dégradés de l'écosystème et la présence de seuils biotique et abiotique (Whisenant, 1999 in Hobbs & Norton, 2004 (figure modifiée)).

Chapitre septième :

Les ressources fourragères naturelles des parcours pastoraux

Le présent chapitre se propose de compléter l'étude qualitative de la végétation (cf. chapitre 4) en analysant quantitativement la distribution des ressources fourragères naturelles dans l'espace et leur évolution dans le temps à travers l'ensemble de la période de surveillance soit près de 35 années. Les travaux portent sur le couvert végétal, la phytomasse et la production fourragère en distinguant les plantes pérennes des plantes éphémères afin de quantifier les changements décelés à un niveau physiologique. Ces paramètres, le couvert végétal et la phytomasse en particulier, ont prouvé leur efficacité dans l'évaluation et le suivi de la désertification (Le Houérou, 1985). La variation spatiale et temporelle du couvert végétal, de la phytomasse et de la production primaire nette des catégories retenues (pérennes et éphémères) sont analysées à deux niveaux de pâturage (mise en défens et pâturage libre) à travers les différentes périodes considérées.

1. Couvert végétal

Une première estimation des ressources végétales est celle provenant du couvert végétal (fig. 24). Le couvert de près de 50% qui caractérisait la nappe alfatière à l'installation de la station de surveillance, n'a jamais plus été retrouvé. Le couvert a plus nettement régressé dans la steppe librement pâturée. Entre 2000 et 2006, pérennes et éphémères ont vu leur couvert baisser de façon sévère sans dominance notable entre les deux catégories ou dans les deux conditions. En 2010, une reprise importante du couvert est enregistrée avec une dominance des pérennes dans la mise en défens et des éphémères à l'extérieur, avec des niveaux comparables à ceux enregistrés durant les décennies 1980 et 1990.

L'effet du surpâturage sur la régression de la végétation peut être modulé par les périodes de sécheresses plus ou moins longues ainsi que par l'état de la surface du sol (Le Houérou, 1992a).

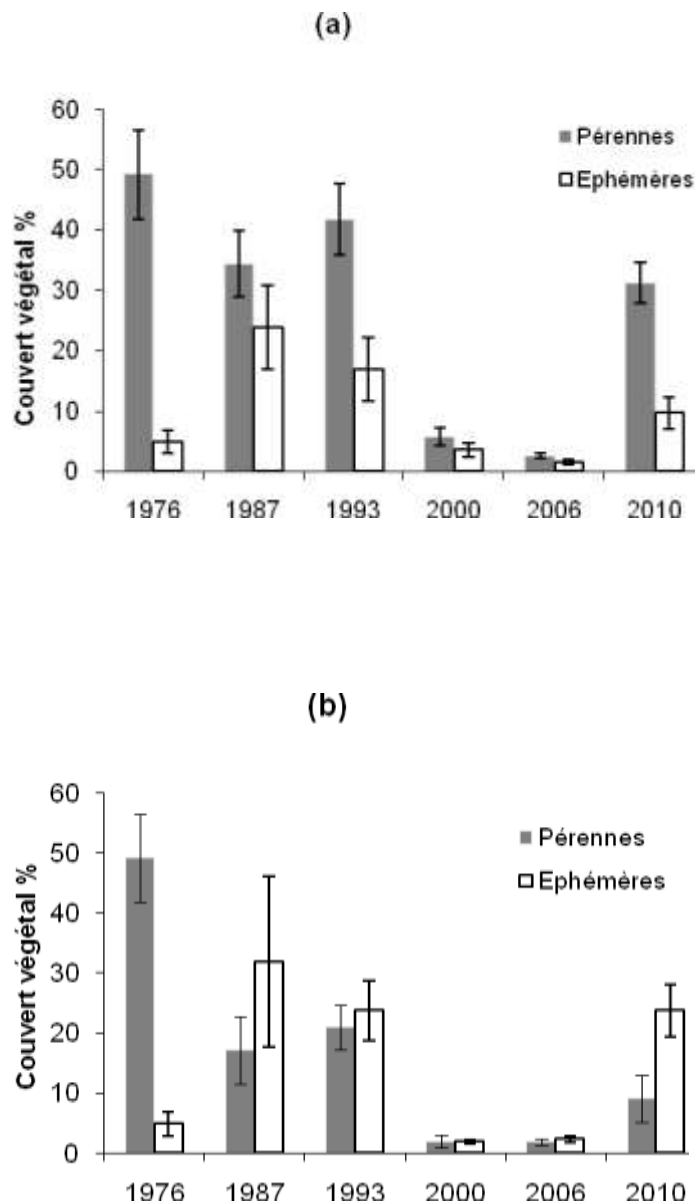


Figure 24. Évolution du couvert végétal de la steppe de Rogassa (entre 1976 et 2010) dans la mise en défens (a) et la zone librement pâturée (b) (Aidoud *et al.*, 2011).

2. Phytomasse

Les biomasses sont systématiquement calculées le long du transect analysé. Les résultats des changements étudiés entre 1976 et 2010 concernent les différentes catégories (fig. 24).

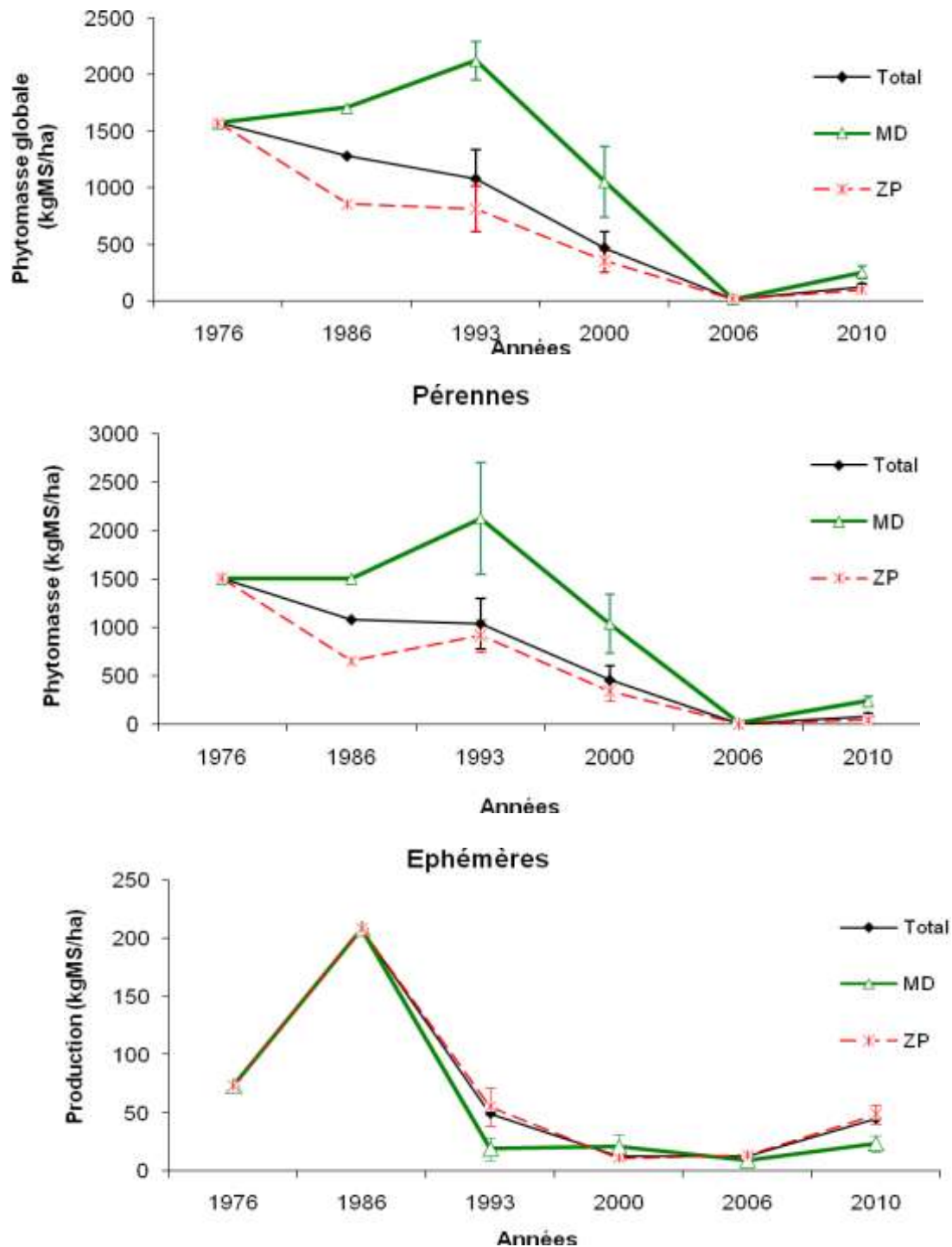


Figure 25. Suivi de l'évolution inter-annuelles des Phytomasses aérienne globale, des pérennes et des éphémères de la steppe de Rogassa (entre 1977 et 2010) dans la mise en défens et la zone pâturée.

Afin d'exprimer l'importance des variations, les intervalles de confiance sont représentés pour les données 1993-2010.

La phytomasse totale (fig. 25) englobe celles des pérennes et des éphémères. Cette dernière catégorie est représentée par l'ensemble des thérophytes et des petites vivaces qui passent la période sèche en état de dormance avec une partie aérienne quasi-nulle. De ce fait, leur biomasse mesurée ou évaluée au pic de végétation peut être assimilée à une production nette.

Exprimée en phytomasse, les changements dans le temps et le long du transect sont aussi importants que ceux du couvert végétal.

La phytomasse totale de 1993 relativement élevée dans la zone protégée (2144 KgMS/ha) et caractérisée par une très forte contribution des pérennes (> 95%), montre une baisse significative dans la zone non protégée (963 KgMS/ha) avec une augmentation relative des éphémères qui est de 37%. La baisse de la phytomasse des pérennes est liée à celle de l'alfa dont la contribution passe de plus de 80% dans la mise en défens à près de 48% à l'extérieur de celle-ci.

La phytomasse globale diminue significativement après 1993 (tab. 14) où elle passe à 469kgMS/ha en 2000 et à 17,4 kgMS/ha en 2006, soit une baisse de près de 98% par rapport à la situation de 1993 (1094 kgMS/ha). Cette baisse s'accompagne cependant d'une augmentation de près de 85 % en 2010 par rapport à la date précédente considérée.

Le long du transect, la variation de la phytomasse globale est moins importante en 2006 (cv=34%) où les valeurs sont les plus faibles sur tout le transect

Ces changements apparaissent également en analysant chaque catégorie retenue et les niveaux de pâturage à part.

Durant l'année 2000, la phytomasse globale est dominée à plus de 95% par celle des pérennes dans la mise en défens et la zone non protégée; elle est cependant, relativement plus élevée dans la mise en défens (1054kgMS/ha) et diminue de plus de 65% dans la zone surpâturée. Cette catégorie diminue sensiblement en 2006 où elle ne représente plus que 25% de la phytomasse globale qui a elle même significativement baissé par rapport à la situation initiale de l'expérimentation. L'année 2010 montre une augmentation importante de la phytomasse des différentes catégories et de celle des pérennes par rapport à 2006; elles passent de 16,7 à 256 kgMS/ha pour la phytomasse totale, de 7,7 à 232 kgMS/ha pour les pérennes et de 9 à 23 kgMS/ha pour les éphémères. Cependant, ces valeurs restent relativement faibles comparées à celles de 1993 et 2000.

Par ailleurs, la biomasse de l'alfa a aussi très fortement baissé après 1993 où elle n'est plus présente que dans la mise en défens en 2000 avec une contribution de moins de 0,5% de celle des pérennes. Cette espèce dont la distribution est aléatoire comme en témoigne le coefficient de variation de près de 200 (tab. 15 et 16), a totalement disparu de la steppe de Rogassa à partir de 2006.

La phytomasse des éphémères qui a également baissé en 2000 et encore plus en 2006, notamment dans la zone surpâturée, a relativement augmenté en 2010 atteignant des valeurs proches de celles de 1993 dans la mise en défens.

3. Production pastorale

La production pastorale calculée à partir de la valeur énergétique de la production utilisable de l'espèce (cf. chapitre méthodes), exprime le taux de matière végétale pouvant être prélevé par le mouton; elle est exprimée en unités fourragères (UF) par hectare et par an. Les produc-

tions pastorales calculées pour les différentes catégories et à différentes dates sont présentées dans les tableaux 10 à 12.

Tableau 10. Évolution de la production pastorale totale dans les zones protégée et non protégée de Rogassa.

			75-86	1993	2000	2006	2010
Production fourragère Totale UF/ha/an	Globale	m	140	99,3	30,0	8,5	122,9
		lc	43	19,4	7,9	1,2	34,1
		cv	44	48,8	65,8	36,4	69,5
	Mise en défens	m		121,7	53,8	7,5	256,2
		lc		15,4	28,3	1,7	57,0
		cv		13,0	53,6	23,3	22,7
	Pâturage libre	m		94,9	25,1	8,8	96,0
		lc		22,7	6,1	1,8	27,0
		cv		54,6	55,4	37,9	64,0

Durant la période 75-86 et à titre comparatif, la production n'intègre que la variabilité interannuelle (Aïdoud, 1989), la distribution des ressources étant considérée comme homogène durant cette période (système préexistant).

La production annuelle des pérennes et des éphémères varie plus dans la zone librement pâturée pour l'année 1993. Cette dernière est caractérisée par une production des pérennes relativement plus élevée (112 UF/ha/an) dans la zone protégée qui contribue à plus de 92% à la production totale (tab. 11), alors que celle des éphémères (tab. 12) est la plus faible avec seulement 9,5UF/ha/an. Dans la zone de libre pâturage, les productions des pérennes et des éphémères passent respectivement à 69 et 26 UF/ha/an soit une baisse d'environ 39% pour les pérennes et une augmentation de 37% pour les éphémères.

Des changements importants sont observés après 1993. En effet, des diminutions hautement significatives de la production pastorale ($p < 0.001$) apparaissent respectivement en 2000 et 2006. Cette baisse touche aussi bien la production globale que celles des pérennes et des éphémères; elle intervient dans l'ensemble des niveaux de pâturage considérés. Cependant, la baisse est beaucoup plus importante en 2006 où la production fourragère globale a atteint près de 7,5 et 8,8 UF/ha/an respectivement dans les zones protégée et non protégée.

Ainsi, au niveau de la mise en défens, la production fourragère des pérennes montre une baisse de près de 56% en 2000 et de 96% en 2006 par rapport à la situation de 1993. Malgré cette diminution, la contribution de cette catégorie est plus importante en 2000 (80%) et baisse de près de la moitié en 2006, tandis que celle des éphémères est relativement plus importante en 2006, mais avec une production très faible.

Dans la zone non protégée, la baisse des productions des différentes catégories de l'année 2000 est plus importante que celle de la mise en défens (83 % pour les pérennes et 46 % pour les éphémères), sur la base de la situation de mise en défens de 1993. Quant à l'année 2006, la baisse des productions est de près de 98 % pour les pérennes et 27 % pour les éphémères.

Tableau 11. Évolution de la production pastorale des pérennes dans les zones protégée et non protégée de Rogassa.

			75-86	1993	2000	2006	2010
Production fourragère des pérennes UF/ha/an	Globale	m	102	76,4	23,4	2,0	77,9
		lc	28	20,3	7,0	0,5	37,4
		cv	40	66,5	75,0	60,0	120,1
	Mise en défens	m		112,2	43,3	2,9	233
		lc		15,7	23,4		50,0
		cv		14,2	55,2	0,0	22,0
	Pâturage libre	m		69,2	19,5	1,8	46,9
		lc		23,0	6,0	0,5	28,1
		cv		75,9	69,5	67,9	136,7

Tableau 12. Évolution de la production pastorale des éphémères dans les zones protégée et non protégée de Rogassa.

			75-86	1993	2000	2006	2010
Production fourragère des éphémères UF/ha/an	Globale	M	38	23,0	6,50	6,5	45,0
		lc	23	7,5	1,4	1,4	7,8
		Cv	84	80,0	52,1	52,1	43,1
	Mise en défens	M		9,5	10,5	4,5	23,5
		lc		5,0	5,1	1,7	6,9
		Cv		52,0	49,5	38,5	30,3
	Pâturage libre	M		26,0	5,70	6,9	49,1
		lc		8,3	1,04	1,5	8,0
		Cv		73,7	41,5	51,1	37,0

La production fourragère de 2010 ne suit pas la même évolution que la phytomasse; elle montre une augmentation hautement significative par rapport à 2000 et 2006 pour les différentes catégories considérées. Comparée à la situation témoin de 1993, l'augmentation de la production totale dans la mise en défens est de 53 %; cette augmentation est liée à la forte contribution des pérennes (environ 90 %) dont la production avoisine les 233 UF/ha/an. L'espèce pérenne qui contribue le plus à cette production est le *Lygeum spartum* dont la production est en moyenne de 173 UF/ha/an au niveau de la mise en défens, suivie de celle de *Salsola vermiculata* avec 52 UF/ha/an. De plus, ces deux espèces ont des valeurs fourragères (Cpu) plus élevées (0,2 pour le sparte et 0,11 pour Salsola) que celle de l'alfa (Cpu = 0.05), ce qui a contribué aussi à augmenter la production pastorale des pérennes.

Dans la zone pâturée, la production totale est pratiquement égale à celle correspondante de 1993, alors que celle des pérennes est relativement plus faible. Cette dernière est très variable avec un coefficient de variation de 136 %. Quant aux éphémères, la production fourragère qui montre peu de variation le long du transect, a augmenté de près de 60 % dans la mise en défens et de 80 % dans la zone librement pâturée.

4. Discussion : quelles ressources fourragères pour le pastoralisme traditionnel steppique?

L'analyse de la végétation, à travers le couvert végétal, la biomasse aérienne et la production pastorale de l'ensemble des espèces en distinguant éphémères et pérennes, permet d'exprimer

quantitativement les changements physiologiques observés dans le site étudié durant près de 35 années. Ces paramètres quantitatifs constituent des indicateurs efficaces de la désertification en termes de production fourragère naturelle en tant que service offert.

Dans la steppe d'alfa, à l'origine *S. tenacissima* représentait plus de 80% et les éphémères moins de 10% du couvert total (55%). Dans la parcelle mise en défens, le couvert des pérennes a baissé de 50% à 34% en 1987 avec une légère reprise, cependant non significative en 1993 ($p=0.0093$).

A l'extérieur, la baisse des pérennes considérées comme l'élément structurant de l'écosystème (Van Andel *et al.*, 1991 ; Huston, 1994) a été plus nette ; de 50% à 17% ($p<0.001$) en 1987, puis 21% en 1993. Ces résultats étayent l'effet du pâturage dont l'augmentation entraîne inévitablement une diminution du couvert végétal (Slimani, 1998). Le couvert des éphémères a augmenté de 5% en 1976 à 24% en 1993 après avoir atteint 32% en 1987. Le couvert des éphémères devient ainsi plus important que celui des pérennes. Ce phénomène semble obéir à l'hypothèse de la perturbation intermédiaire définie par Connell (1978), où un pâturage modéré favorise une augmentation quantitative de la végétation (Blesky, 1986) comme il a été montré par l'analyse de la végétation le long d'un transect traversant trois niveaux de pâturage (Aidoud *et al.*, 1999; Slimani, 1998 ; Slimani & Aidoud, 2004).

Le suivi de l'évolution interannuelle de la phytomasse aérienne, entre 1976 et 2010 montre une grande variabilité des catégories considérées dans les différents niveaux de pâturage (fig. 25). Pour la période 1977 et 1987, les biomasses retenues correspondent au maximum annuel mesurées par Aidoud (1989 et 1992). La phytomasse totale et celle des pérennes évoluent dans le même sens à la différence des éphémères qui montrent des valeurs significativement élevées en 1987. La phytomasse totale représentative de la situation initiale de l'ensemble de la steppe de Rogassa en 1977 est de 1573 kgMS/ha. Elle est représentée essentiellement par celle des pérennes qui sont constituées quasiment par la biomasse de *Stipa tenacissima*. En effet, la contribution de cette dernière est d'environ 95% de la phytomasse totale. La phytomasse des éphémères est relativement très faible (73 kgMS/ha).

La phytomasse totale diminue légèrement en 1986 et 1993 par rapport à celle du système initiale de 1977. Cette phytomasse est néanmoins légèrement hétérogène lorsque nous comparons les deux niveaux de pâturage. La zone protégée présente même une augmentation progressive en 1986 et 1993, alors qu'une diminution importante est observée dans la zone de libre pâturage durant la même période.

L'augmentation de la phytomasse en 1986 est essentiellement liée à l'importance des éphémères (fig. 5 & 6) dont la contribution est relativement élevée (16,2%) par rapport à 1977 et 1993 (5 et 4% respectivement). La baisse de la phytomasse des pérennes est due au dépérissement de l'alfa qui représente encore la totalité des pérennes. À partir de 1993, la contribution de l'alfa à la phytomasse baisse pour ne représenter que près de 50%. Cette variabilité est liée essentiellement aux fluctuations climatiques qui présentent de fortes corrélations avec la production annuelle ou saisonnière (Le Houérou & Hoste, 1977 ; Aidoud, 1983, 1989, 1991 ; Le Houérou, 1992a ; Aidoud & Touffet, 1996, Aidoud *et al.*, 2011).

De même que pour le couvert végétal, une baisse très importante de la phytomasse est observée en 2000 pour atteindre des valeurs relativement négligeables en 2006. La phytomasse augmente légèrement en 2010 avec une contribution des éphémères relativement plus importante. La baisse est liée aussi bien à la disparition de l'alfa suite à un pâturage excessif entraînant la disparition d'autres espèces, mais également à la période de sécheresse sévère observée entre 1998 et 2003, et celle de l'année 2005 (Cf. figure chapitre 1) qui a contribué à aggraver la dégradation de la végétation. L'effet du retour des conditions pluviométriques relativement bonnes à partir de 2006 semble apparaître sur la phytomasse à partir de 2010.

La production pastorale totale relativement élevée entre 1976 et 1993 varie de près de 230 UF/ha/an de 1986 à 1999 UF/ha/an en 1993 (tab. 10). Les différences peu significatives entre les dates sont masquées par la valeur fourragère des différentes catégories d'espèces. En considérant la contribution de chaque catégorie, les années 1976 et 1993 apparaissent peu différentes avec des contributions respectives de 67% et 76,8% pour les pérennes et de 32% et 23% pour les éphémères, alors que l'année 1986 se distingue par la plus faible contribution des pérennes (54%) et la plus forte contribution des éphémères (66%). Ainsi, les espèces éphémères, ayant la valeur la plus élevée, présentent une production importante de 104 UF/ha/an.

Des changements importants sont observés après 1993, année dont les valeurs de production dans la mise en défens, restent proche de ceux de la situation initiale de 1976. La production globale diminue de près de 73% et 92% respectivement en 2000 et 2006 par rapport au système initial de 1977. De même, une augmentation de la phytomasse est observée en 2010. Les productions totale et celle des pérennes sont toujours relativement plus élevées dans la mise en défens que dans la zone de libre pâturage.

En conclusion, des changements importants des paramètres quantitatifs sont observés dans le temps et dans les deux niveaux de pâturage. Ces changements qui affectent en premier lieu la zone surpâturée se généralisent sur toute la steppe sous l'action conjuguée de la pression anthropique et les périodes de sécheresse récurrente.

Chapitre huitième :

Synthèse du suivi à long terme et restauration⁸

La complexité des mécanismes de désertification et les controverses qui entourent ce concept proviennent pour une large part des échelles temporelles emboîtées qui le caractérisent. Afin de mieux comprendre certains mécanismes, il est nécessaire de séparer les fluctuations réversibles des changements à long terme considérés comme irréversibles à l'échelle humaine. A titre d'exemple, la définition de la désertification retenue par le sommet de la terre en 1992 et largement adoptée depuis ne fait aucune référence à cette irréversibilité. A la lumière des résultats de la surveillance à long terme du site de Rogassa, une synthèse va tenter de faire ressortir ces deux échelles temporelles et de tirer les principales leçons pour la restauration de ces milieux. La comparaison au plan fonctionnel *in situ* de deux systèmes, l'un correspondant à la steppe d'Alfa d'origine, l'autre à celle de Sparte actuelle dans le site d'étude, devrait permettre de déceler les différences fonctionnelles principales ainsi que les liens dynamiques entre ces deux systèmes.

⁸ Ce chapitre est largement inspiré de l'article Aidoud, Slimani et Rozé (2011) en tant que synthèse sur la dynamique à long-terme de la steppe de Rogassa depuis 1975.

1. Les Fluctuations réversibles : fonctionnement de l'écosystème.

Le fonctionnement de l'écosystème, considéré au niveau de la production primaire nette est ici résumé pour la période 1975-1986 dans des conditions de relative stabilité au plan dynamique (Aidoud, 1989). En termes de fonctionnement, le facteur actif quasi-unique dans cette steppe est la pluie; ce facteur se traduit d'abord par l'aridité qui, vis-à-vis des être vivants, constitue une "contrainte" permanente au sens de Grime (1979); il s'exprime également par la sécheresse qui peut être considérée quant à elle, comme une perturbation définie au sens de White & Pickett (1985), pouvant limiter la biodiversité en provoquant l' "extinction" de plusieurs espèces rares (Tilman & El Haddi, 1992).

Le suivi phénologique saisonnier sur une décennie (Aidoud, 1989) et de la composition floristique annuelle durant une vingtaine d'années (Aidoud, 1994), montre que durant les années sèches, de nombreuses espèces "disparaissent" pour réapparaître dans des conditions d'humidité suffisante sans pour autant parler d' "extinction". C'est le cas dans la station de Rogassa, de nombreuses espèces parmi lesquelles *Bromus squarrosus* et *Ziziphora hispanica* sont les plus remarquables. Ce sont des fluctuations réversibles à court terme, elles expriment le fonctionnement normal du système. La variabilité saisonnière et interannuelle du fonctionnement obéissent au modèle de "non-équilibre" (cf chapitre 6).

Selon leur fonctionnement et leur phénologie par rapport aux périodes sèches (mois, saisons ou années), les espèces végétales des Hautes Plaines steppiques arides peuvent être divisées en deux grands groupes fonctionnels qui, selon la définition de Lavorel *et al.* (1997), constituent des groupes de réponse réagissant de manière similaire à un facteur de l'environnement,

la sécheresse en l'occurrence, et partageant des traits biologiques communs; ce sont les pérennes ou arido-actives et les éphémères ou arido-passives⁹ (Evenari, 1985).

Le fonctionnement est ici exprimé à travers la variation interannuelle de la production primaire nette aérienne (PPNA). La PPNA est étroitement corrélée à la quantité de pluie annuelle (fig. 26); sa variabilité élevée peut être exprimée par les coefficients de variation (CV) qui, calculés pour la production totale, sont de 43% et 76% respectivement pour la steppe d'Alfa et celle de Sparte. Les CV de la pluviométrie sont respectivement de 27% et 24%; la variabilité est plus importante dans la station de Sparte, surtout en raison de la présence des éphémères; alors qu'elle peut atteindre 800 kg.MS.ha-1, la production des éphémères est quasiment nulle pour les faibles pluviométries.

Exprimée par rapport à la biomasse, la proportion des thérophytes au sein des éphémères, calculée dans les deux systèmes sur 90 dates auxquelles des éphémères étaient présentes (i.e. hors périodes sèches), était de $34 \pm 5 \%$ ($p=0.05$) dans la steppe d'Alfa et de $84 \pm 8 \%$ dans la steppe de Sparte.

La PPNA moyenne exprime la productivité annuelle qui serait de 406 ± 119 kg.MS. an-1 pour *S. tenacissima* et de 260 ± 123 kg.MS. an-1 pour *L. spartum*. L'efficacité biotique correspond au rapport de la productivité annuelle à la phytomasse totale maximale (Barbour cité par Floret et Pontanier, 1982). Cette efficacité serait, respectivement pour l'Alfa et le Sparte de 40%

⁹ Les termes « éphémères ou éphéméroïdes » et « pérennes » sont inspirés de Evenari (1985). Ils sont utilisés par Aidoud (1983) pour désigner les plantes arido-passives qui ne maintiennent pas de photosynthèse en période sèche. Ce sont les thérophytes (ou « annuelles » qui ne présentent pas en fait de cycle annuel régulier sous climat aride) mais également de nombreuses vivaces : certaines géophytes et hémicryptophytes voire certaines chaméphytes dont les organes aériens cessent leur fonctionnement en période sèche. Les éphémérophytes sont des thérophytes à cycle très court (quelques semaines voire quelques jours). Le terme « pérennes » désignent les arido-actives qui montrent une activité photosynthétique y compris durant les périodes sèches.

et 84% en considérant la biomasse verte, et de 5% et 18% en incluant la nécromasse sur pied. Ces valeurs indiquent que le Sparte est plus efficace par rapport à l'Alfa mais signifierait surtout que ce dernier maintient plus de phytomasse sur pied; autrement dit l'Alfa montre une plus grande pérennité.

sima et de $1 \text{ à } 240 \pm 50 \text{ kg.MS. an}^{-1}$ pour *L. spartum*. Les valeurs les plus faibles ont été relevées durant les périodes sèches pluriannuelles. *L. spartum* a disparu pratiquement dès lors que la période sèche a excédé deux années. La production la plus faible du Sparte ne correspond pas à l'année la plus sèche mais à celle qui la suit, la réponse de cette plante à la sécheresse comme au retour des pluies se faisant après un certain temps de latence.

2. Changements à long terme: Dynamique de l'écosystème

2.1. Implications écologiques de la régression et de l'extinction locale de l'alfa

La dynamique de la végétation a été étudiée sur une période allant de 1976 à 2010, à travers l'évolution qualitative (richesse et diversité floristique, groupements végétaux et composition) et quantitative (couvert végétal et biomasses) dans différentes situations d'exploitation. Le long du transect, la communauté steppique montrait une densité et une composition floristique homogène en 1976. La moyenne de la biomasse aérienne de l'alfa était de $1460 \pm 130 \text{ kgMS/ha}$. Aidoud & Touffet, (1996) précisent que les premiers signes du surpâturage sont observés pour la première fois en 1984; ils se traduisent par la régression du couvert et de la biomasse des pérennes et en particulier de *S. tenacissima* qui a montré une réduction progressive des limbes verts dans la zone ouverte au pâturage. La dégradation des touffes d'alfa observée qui s'est généralisée entre 1985 et 1987 particulièrement dans la zone surpâturée (Aidoud & Touffet, 1996, Slimani & Aidoud, 2004), constitue un des indicateurs important de la désertification (Verstraete & Schwartz, 1991 ; Aronson *et al*, 1993). Il ne persistait de l'alfa que des buttes sans limbes qui laissaient paraître le rhizome dénudé (photo1) par l'érosion éolienne et le piétinement du cheptel (Slimani & Aidoud, 2004). Ce déchaussement a été considéré comme un indicateur limite de la capacité de résilience de *S. tenacissima* et donc d'un seuil d'irréversibilité (Aidoud & Touffet, 1996).

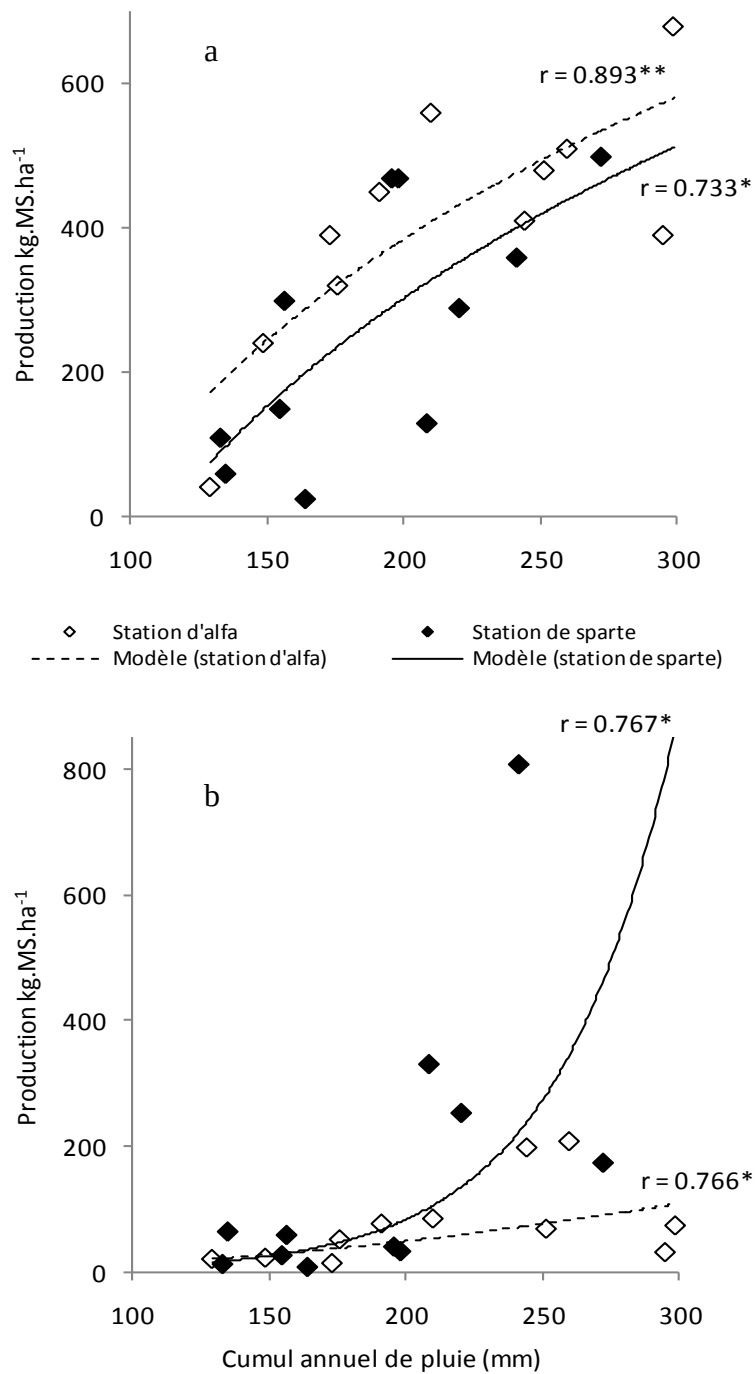


Figure 26. Relation entre la pluviosité et la production primaire annuelle aérienne (a : espèces dominantes, b : éphémères)

La pérennité d'une espèce s'exprime en effet par sa capacité de persistance durant les périodes physiologiquement critiques. Les aptitudes physiologiques sont attestées pour l'alfa, par les travaux de Nedjraoui (1990) dans le même site ou de Pugnaire et Haase (1996) en Espagne. Elle peut se mesurer également par le minimum de biomasse aérienne que l'espèce

maintient sur pied durant les périodes sèches. Dans les deux stations, ce minimum a été durant la période d'étude du fonctionnement, de 180 ± 30 à 1050 ± 160 kg.MS. an⁻¹ pour *S. tenacis*

L'analyse du transect le long de trois niveaux d'exploitation (mise en défens, pâturage modéré et surpâturage) en 1993 (Slimani, 1998, Aidoud *et al*, Slimani & Aidoud, 2004) a montré une baisse progressive et significative des paramètres quantitatifs de la végétation pérenne et en particulier de l'alfa, de la zone protégée vers la zone de libre pâturage. . Cette baisse progressive est confirmée par les résultats d'un pas temporel de plus de trente ans. La dégradation et la disparition de l'espèce dominante, i.e. l'alfa, se sont poursuivies progressivement le long du transect pour se généraliser sur toute la steppe en 2006.

Ces changements se répercutent sur la composition de la végétation. La touffe d'alfa dont le diamètre peut mesurer jusqu'à 1 m dans le système de réexistant, offrait des conditions micro-climatiques favorables à l'installation de certaines espèces telles *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme* qui poussent uniquement sous la touffe (Aidoud, 1989). Ces traits font de l'alfa une espèce structurante ou clef de voûte (au sens d'Aronson *et al.*, 1993) dont dépend la structure et le fonctionnement de l'ensemble du système. La régression et la disparition de cette espèce, a fortement contribué au changement des conditions du milieu favorisant ainsi l'extension du sparte (Slimani *et al.*, 2010). La composition spécifique se trouve également affectée par le surpâturage (Fuhlendorf et Smeins, 1998) en favorisant des espèces non palatables telles que *Echinops spinosa* et *Peganum harmala*, et des rudérales comme *Schismus barbatus*.

A l'échelle de la communauté, l'analyse sur une longue période (1976 à 2010) révèle une dynamique régressive. Cette évolution confirme les résultats de l'analyse synchronique (Slimani, 1998 ; chapitre 5) et ceux du suivi diachronique réalisée entre 1976 et 1992 par Aidoud (1989, 1991 et 1994) et Aidoud & Touffet (1996). Dans cette évolution, l'extinction de l'espèce pérenne dominante ressort comme essentielle.

D'une manière générale, cette étude permet d'identifier trois états dynamiques de la végétation :

une végétation représentative du "système indigène" (au sens d'Aronson *et al.*, 1993) à base de *Stipa tenacissima* pur ;

une végétation caractérisant une situation intermédiaire à base de *Stipa tenacissima* dégradée et de *Lygeum spartum* ;

une végétation où l'alfa a complètement disparu et où domine *Lygeum spartum* et *Salsola vermiculata* (fig. 27).

Le passage d'un état vers un autre se traduit essentiellement par la réduction progressive de l'espèce dominante et par un changement dans la composition floristique liés au changement des conditions édaphiques de surface (Slimani, 1998 ; Aidoud *et al*, 1999 ; se référer au chapitre 4). C'est le cas du dernier groupement présenté, au niveau duquel apparaît de nouvelles espèces décrites comme rudérales et/ou psammophytes (Le Houérou, 1969 ; Djebaili, 1978 ;

Djebaili *et al.*, 1982 ; Le Houérou, 1992), telles que : *Atraclylis serratuloides*, *Cutandia dichotoma* et *Salsola vermiculata*.

2.2. Changement du milieu abiotique

Dans la steppe du système préexistant, le sol sous la touffe d'alfa forme une butte qui offre des conditions favorables à l'installation de certaines espèces. La touffe constitue une véritable barrière contre l'érosion éolienne et présente un environnement favorable à la disponibilité des éléments nutritifs et de l'eau (Cerdà, 1997). Hemming (1965) et White (1970) in Cerdà (1997) suggèrent que la dégradation d'une couverture végétale dense et homogène, par le pâturage ou la baisse de la pluviométrie, entraîne une distribution hétérogène de la végétation. La mosaïque de parcelles à végétation relativement dense et nue, est observée dans de nombreuses régions notamment en Afrique et en Australie (Cerdà, 1997). En zones arides d'Australie, Greig-Smith (1979) explique cette zonation par les écoulements d'eau, l'enracinement plus profond et par la plus grande concentration de matière organique dans les buttes. Montana (1992) rapporte une différence de taux de matière organique entre patch végétalisé (2.6%) et espace sans végétation (0.8%). Les travaux effectués en Algérie ont également montré une importante variation du taux de matière organique entre touffe d'alfa et espace inter-touffes : Melzi (1986) dans le Sud-Algérois; Slimani (1998) dans le Sud-Oranais et Achour-Kadi-Hanifi (1998) dans les steppes algériennes.

Les changements majeurs des propriétés du sol observés en 1993 (Slimani, 1998 ; Aidoud *et al.*, 1999; Slimani & Aidoud, 2004) apparaissent avec les diminutions significatives des particules fines (limons et argiles) et de la matière organique, et l'augmentation du sable dans le sol et à la surface de celui-ci. La diminution ou la disparition totale des plantes pérennes, expose le sol à l'érosion, surtout éolienne, et altère sa composition (Schuman *et al.*, 1999). Les effets de l'érosion éolienne sont aggravés par la sécheresse et le faible couvert végétal (Liu *et al.*, 2007), avec pour conséquence, la perte des particules fines et de la matière organique (Achour-Kadi-Hanifi, 1997 ; Zhao *et al.*, 2006). Une forte corrélation existe entre la matière organique et les particules fines qui ont un rôle déterminant dans les propriétés du complexe argilo-humique (Denef *et al.*, 2002) et dont la diminution est liée à une faible infiltration des eaux ce qui induit une réduction du phénomène d'altération (Kadi-Hanifi, 1997).

Durant la période 1993-2006, le couvert végétal a baissé significativement et des changements du sol en surface ont été observés dans la mise en défens malgré l'absence du pâturage. Ainsi, l'extension de l'ensablement de surface dans la zone protégée, apparaît comme une perturbation supplémentaire durant les périodes sèches (Slimani *et al.*, 2010). Au début, l'ensablement était limité strictement à la zone pâturée favorisant les psammophytes (Aidoud *et al.*, 1998). Ainsi, on peut supposer qu'au départ, l'érosion des particules fines du sol était causé localement par le piétinement du cheptel dans la zone pâturée (Slimani *et al.*, 2010). En plus du surpâturage, l'extension du dépôt de sable semble avoir été favorisée par la dégradation de l'alfa et de la disparition des espèces qui lui sont inféodées (Slimani & Aidoud, 2004).

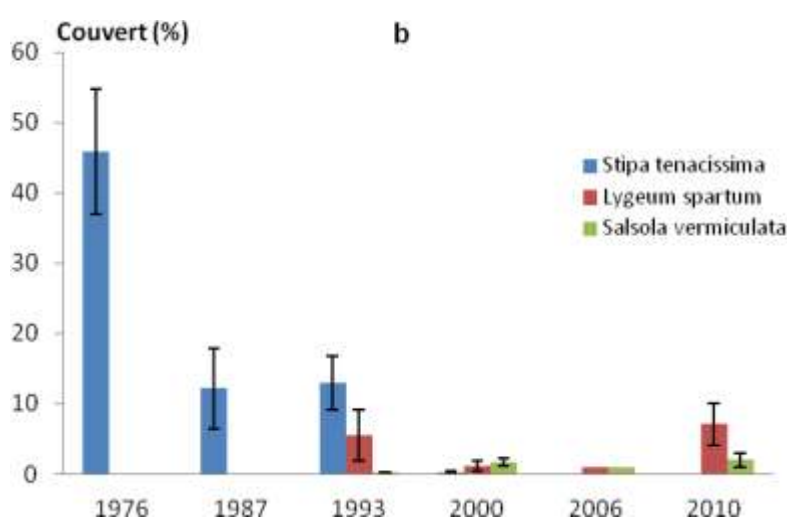
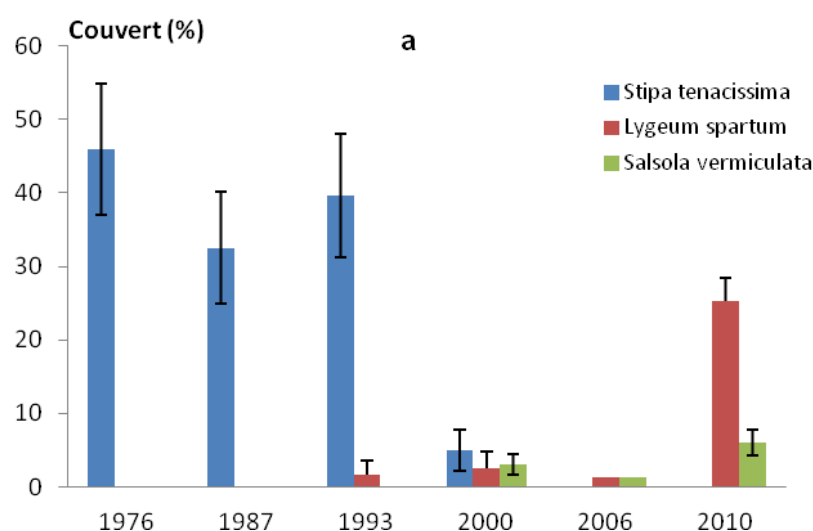


Figure 27. Changement du couvert végétal des principales espèces pérennes dans la steppe d'Alfa. a : parcelle mise en défens ; b : terrain pâturé (Aidoud *et al* 2011)

La généralisation de l'accumulation sableuse durant la période 2000-2006 même dans la mise en défens, peut être expliquée par des dépôts de sable supplémentaires provenant des steppes voisines qui ont subi une dégradation significative des espèces pérennes favorisant par conséquent, l'augmentation de l'érosion. A une échelle plus large, l'accumulation du sable semble avoir été causée par l'existence de couloirs de sable/vent de direction WSW–ENE (Dubief, 1952) qui produisent un flux de sable qui ne rencontre aucun obstacle avant d'arriver au site de Rogassa. Ce mouvement lié au vent peut également expliquer le processus de 'contamination' par le flux de graines qui a permis l'introduction des espèces invasives mieux adaptées ou plus tolérantes aux nouvelles conditions du milieu (Slimani *et al*, 2010).

3. Importance de l'espèce dominante : différences entre les systèmes Alfa et Sparte

S. tenacissima et *L. spartum* sont les deux poacées pérennes les plus communes dans les paysages steppiques arides du Maghreb et du S-E de la péninsule ibérique. Le Sparte tire son nom de "sparerie", usage de la plante qui était très répandu, même si l'Alfa connaît également ce même usage. En arabe, le terme générique pour désigner la matière servant à la sparterie se dit « halfa » et, en Espagne, c'est *S. tenacissima* qui est dénommée "Esparto". Un examen attentif est nécessaire pour distinguer les deux plantes au plan botanique; elles peuvent être confondues y compris au plan écologique (García-Fuentes *et al.* 2001).

Le remplacement de l'Alfa par le Sparte en tant qu'espèce dominante est un des résultats fondamentaux de la surveillance à long terme dans la steppe de Rogassa. En 2010, c'est *L. spartum* qui est la principale dominante du site. Sans atteindre le niveau de recouvrement initial de l'Alfa, le Sparte contribuait à 62 % du couvert végétal qui était de 41% dans la mise en défens mais à seulement 21% à l'extérieur où les éphémères étaient plus abondantes.

Les résultats du suivi montrent les différences fondamentales entre ces deux espèces. Le Sparte a montré une résistance moindre vis-à-vis des sécheresses pluriannuelles; dans des conditions normales de pluviosité (Aidoud, 1989), les limbes verts du Sparte peuvent persister 1 à 2 ans et ceux de l'Alfa 2 à 3 ans. Les organes aériens du Sparte disparaissent entièrement après deux années sèches; dès lors, une dormance physiologique est imposée à l'espèce. Après le retour des pluies, la régénération du Sparte est spectaculaire mais n'est pas immédiate et se fait par repousse à partir des rhizomes ainsi que par germination. En revanche, aucune germination d'Alfa n'a été relevée durant toute la période d'étude, alors que la floraison a eu lieu pratiquement tous les ans. Durant les sécheresses des années 80, la disparition du Sparte a été plus remarquée et déplorée que celle de l'Alfa qui, plus résistant à la sécheresse, avait alors persisté dans la plupart des steppes. Ce sont donc deux espèces considérées comme appartenant au même groupe fonctionnel mais dont le fonctionnement diffère fondamentalement durant les longues sécheresses, périodes critiques et déterminantes vis-à-vis des successions écologiques. De tels phénomènes appellent à plus de prudence en matière d'évaluation instantanée ou de comparaisons diachroniques de la végétation dans ces milieux (Aidoud *et al.*, 2008).

4. Les causes des changements

Le changement le plus marquant a été l'extinction de *S. tenacissima* qui représentait 80% du couvert végétal du système préexistant au niveau du site d'étude. Dans les formations steppiques, les espèces dominantes jouent souvent le rôle de "clef de voûte" au sein de l'écosystème (Aronson *et al.*, 1993). Les touffes, séparées par du sol plus ou moins nu selon la saison, représentent autant d'îlots de fertilité sous lesquels se concentrent des nutriments (Schlesinger *et al.*, 1996). La touffe d'Alfa forme une butte avec des propriétés du sol améliorées (Cf chapitre 1); de nombreuses espèces y trouvent directement ou dans son voisinage refuge et nutriments (Aidoud, 1989). En complément à ces caractéristiques, les travaux d'écophysiologie ont montré d'importantes capacités adaptatives aux conditions d'aridité et de sécheresse (Nedjraoui 1990 ; Pugnaire & Haase 1996). La structure spatiale de la steppe d'Alfa plus hétéro-

gène (patches), en îlots de fertilité séparés par du sol nu, favorise une plus grande diversité (Pickett & White, 1985) et une résistance à l'érosion éolienne. La dégradation de l'Alfa s'est accompagnée d'un appauvrissement et d'une homogénéisation du sol qui a contribué à la banalisation du cortège floristique.

Le couvert important des thérophytes est connu comme une caractéristique de l'aridité (Daget, 1980). Cette catégorie était dominante dans celle des éphémères dont l'augmentation constante serait favorisée par l'ensablement. Ce phénomène qualifié de thérophytie (Daget, 1980) ou de thérophytisation (Quezel, 2000), est un indicateur de dégradation avancée des écosystèmes arides.

La dégradation de l'Alfa s'est accompagnée d'une détérioration des propriétés édaphiques (Aidoud *et al.*, 1999 ; Slimani *et al.*, 2010): au niveau du site d'étude, le taux de matière organique et celui de l'argile ont baissé de 61% et 57% respectivement dans la steppe pâturée durant la période 1976-2006, alors que la baisse était non significative dans la mise en défens pour les deux variables; l'ensablement de surface a connu également une augmentation, passant de 0% initialement à 76% en 2006 dans la steppe pâturée et à 78% dans la mise en défens; dans cette dernière, il semble que l'ensablement ne s'est pas accompagné d'érosion, en raison vraisemblablement du piégeage des particules sableuses exercé par la végétation qui y est plus dense.

Ces résultats signifient que l'éradication de l'Alfa n'est pas due aux changements édaphiques. En effet, comme cela a été observé au cours d'une dégradation au niveau de ce site (Aidoud & Touffet, 1996), les changements biotiques précèdent le plus souvent les modifications abiotiques (Milton *et al.* 1994 ; Hobbs & Norton 2004).

En intégrant l'ensemble des conditions environnementales autant abiotiques, biotiques que socio-économiques, les causes ayant contribué à l'éradication de l'alfa, peuvent être déclinées en plusieurs causes.

Le **surpâturage**, en tant que cause directe, peut paraître paradoxal car l'Alfa est connu pour ses faibles appétibilité et valeur fourragère et seuls les jeunes pousses et les inflorescences sont traditionnellement consommées par les ovins, les feuilles plus âgées n'étant utilisées sur pied ou récoltées, qu'en complément d'aliments concentrés (orge ou maïs) en périodes de disette ou d'agnelage. L'explication de l'aggravation du phénomène est fournie par les changements d'usage (cf. infra). Le gradient de pâturage qui a été établi et analysé a montré l'importance du pâturage par les seuls ovins¹⁰ (Aidoud & Touffet 1996 ; Aidoud *et al.* 1999 ; Slimani 1998). Le surpâturage a été ainsi la première cause de dégradation de l'Alfa.

Les **sécheresses récurrentes** constituent l'expression de la variabilité interannuelle, caractéristique normale du climat aride. Cependant, la variabilité interannuelle de la production primaire est plus de deux fois plus importante que celle de la pluviométrie indiquant l'extrême vulnérabilité du système durant les périodes sèches. La sécheresse sévère de 1982 à 1985, malgré la tendance non significative à long terme dans la région, a néanmoins généré des changements écologiques significatifs et durables en raison des facteurs synergiques qui l'ont accompagné tels que les changements d'usage (cf. infra).

¹⁰ Les données sur le prélèvement dû à d'autres herbivores tels que les rongeurs relativement abondants dans ce type de steppes (Fichet-Calvet *et al.*, 2000) et dont les effets peuvent être significatifs (Weltzin *et al.*, 1998 ; Roth *et al.* 2009) ne sont pas précises.

L'**ensablement**, conséquence de l'érosion du sol, est dû au sable provenant des steppes voisines en voie de désertification (Slimani *et al.* 2010). A un niveau élevé, cet ensablement peut créer, par "contamination" y compris dans l'espace protégé, des conditions défavorables à la survie de l'Alfa se trouvant confrontée, entre autre, à des espèces psammophiles plus compétitives, telles que le Sparte. Ainsi, la poacée *Stipagrostis pungens*, psammophyte la plus caractéristique des steppes arides du Maghreb, a été relevée pour la première fois, dans la partie pâturée, en 1993 (Slimani 1997).

Les **changements d'usage** dont trois caractéristiques (années 1970 et 80) ont changé fondamentalement l'impact du pâturage sur l'Alfa concernent (1) l'apport massif d'aliment du bétail subventionné par l'état afin de lutter contre les disettes mais dont l'usage s'est généralisé progressivement (Aidoud & Touffet, 1996) ; (2) les services forestiers qui ont vu le retrait du secteur alfatier de leur contrôle dont le rôle assurait une relative protection des nappes alfatières de plaine ; (3) la spéculation sur les viandes rouges dont le prix était resté libre, alors que le prix de la plupart des produits alimentaires était subventionné et contrôlé par l'état, favorisant ainsi la spéculation. L'aliment du bétail étant subventionné, l'élevage est devenu plus attractif et une part importante de la céréaliculture a été détournée vers l'élevage ovin (Boutonnet, 1992 ; Frahi, 1995). Dans ces conditions de forte contribution des céréales à l'alimentation des ovins, l'Alfa, à cause de sa pérennité, a été surpâturée, plus comme aliment de lest que de fourrage à valeur nutritive (Aidoud & Nedjraoui, 1992).

Il est ainsi difficile d'incriminer une cause unique dans la dégradation de la steppe d'Alfa. Le pâturage extensif a été une pratique millénaire et une partie intégrante du système.

L'ensablement est une conséquence de la dégradation, et peut aussi en devenir une cause secondaire. La steppe d'Alfa a connu d'autres sécheresses probablement plus intenses; celles-ci décimaient les troupeaux et la végétation avait la possibilité de se régénérer dans un système fonctionnant en non-équilibre (*cf infra*). Avec la dégradation et la baisse des ressources fourragères naturelles et en raison du surpâturage, la sécheresse est devenue plus sérieuse et souvent confondue avec la désertification. Les sécheresses, comme les changements d'usage ont des effets indirects; ils constituent le plus souvent les facteurs déclencheurs ou aggravants de la dégradation.

5. Le Rôle de la mise en défens en tant que moyen de restauration

La mise en défens est une technique qui consiste à interdire l'exploitation des surfaces dégradées par les troupeaux afin d'y favoriser la restauration de l'écosystème. Une mise en défens d'un espace donné est comparable à un écosystème qui évolue en étroite relation avec les caractéristiques propres du milieu naturel qui l'abrite (Floret & Pontanier, 1982).

La soustraction du pâturage à long terme, est souvent considérée comme un moyen efficace pour rétablir l'état préexistant des ressources telles que le couvert végétal, la composition floristique et la fertilité du sol, ce qui n'a pas été démontré ni étudié dans le cas de ces steppes.

A la lumière des résultats présentés (*cf* chapitres 3 et 4), il semble que la mise en défens favorise la préservation et le maintien de la végétation et de l'environnement tant que les perturbations restent relativement localisées. En revanche, la zone protégée a été soumise à de pro-

fondes modifications lorsque les perturbations ont eu lieu à grande échelle, comme la sécheresse et l'augmentation des flux de sable, contre lesquelles la mise en défens n'offrait aucune protection.

Le processus de dégradation a d'abord été détecté en 1987 et clairement identifié en 1993. Les actions de restauration afin de reconstituer les attributs de l'écosystème naturel étaient possible au début du stade de dégradation (vers 1987), lorsque le système était encore résilient (Aronson *et al.*, 1993). En 2006, les modifications profondes observées ont indiqué que l'écosystème avait franchi plusieurs seuils d'irréversibilité concernant la végétation et le sol. A ce stade, la restauration de la structure et du fonctionnement du système pré-existant a très peu de chance d'aboutir à des résultats positifs; seules la réhabilitation et la réaffectation demeurent réalisable (Aronson *et al.*, 2007).

6. Quelles implications vis-à-vis de la restauration ?

Très tôt la pratique du pastoralisme a nécessité l'évaluation des parcours sur toute la planète (Sampson, 1917), et la connaissance de la dynamique végétale en a été la pierre angulaire (Briske *et al.*, 2005). Des prescriptions de modes de gestion pastorale ont été développées à partir de divers patrons dynamiques. Dans ce cadre, c'est le modèle classique de dynamique déterministe à trajectoire unique qui a longtemps prévalu (Dyksterhuis, 1949). Des modèles alternatifs ont été récemment développés partant du concept d'états stables multiples (Holling, 1973) et de celui de non-équilibre (Wiens, 1984). L'écologie pastorale a vu ainsi émerger le modèle d' « état et de transition » (ST) et du concept de « seuil » qui a pris une importance fondamentale plus particulièrement en écologie pastorale (Walker, 1993). Le concept de seuil peut être utilisée dans un sens large pour comprendre la réorganisation soit rapide soit progressive, des états d'un écosystème, en réaction à des perturbations discrètes ou graduelles du milieu (Bestelmeyer, 2006). Les modèles des stades et transitions (ST) introduits par Westoby *et al.* (1989) décrivent les états alternatifs. Dans la succession de la steppe d'Alfa vers celle de Sparte, il s'agit de déterminer si ce dernier état est un état alternatif stable ou une simple transition.

Dans des conditions de pâturage continu, le système « Sparte », avec des phases durables de dénudation du sol, ne serait plus capable de se maintenir durablement et serait une transition vers un système qu'il convient de reconnaître : installation, par exemple, de systèmes de dunes mobiles observables d'ores et déjà dans ces systèmes ou dominance de chaméphytes ligneux telles que *Salsola vermiculata*.

Dans le cas de changements climatiques allant vers une confirmation de la récurrence de plus en plus fréquente des sécheresses pluriannuelles, l'accentuation des alternances érosion - ensablement donnerait lieu à la disparition de l'ensemble du système écologique préexistant (Aidoud *et al.*, 1999). Avec l'ensablement, un nouveau type de sol s'est installé (Floret & Pontanier 1982 ; Aidoud *et al.* 1999) conduisant à l'extinction de toute une liste d'espèces associées à l'Alfa et qui étaient indicatrices des meilleures conditions phytoclimatiques step-piques. Autrement dit, la succession prendrait un caractère primaire.

La succession menant vers l'installation de la steppe de Sparte est en accord avec l'une des hypothèses phares de la dynamique de dégradation dans le Sud-Oranais en particulier (Aidoud-Lounis, 1997). Les steppes d'Alfa seraient elles-mêmes issues de matorrals, voire de forêts (Le Houérou, 1981 en Afrique du Nord). La restauration d'une forêt de pin d'Alep sous forme de « barrage vert » dressé devant un désert qui « avance », était issue de cette hypothèse. D'après Behnke & Kerven (1994) l'échec de la plupart des plans d'aménagement pastoraux dans la région s'expliquerait par l'application d'un tel modèle dynamique qualifié de « botano-centriste ». En effet, la restauration de la steppe d'Alfa ne serait plus possible; les tentatives utilisant par exemple le paillage ont échoué (Djellali & Rozé, 1990). La remobilisation de la matière organique du sol ne bénéficie plus à l'Alfa (Bessah *et al.*, 1999). L'impossibilité d'un "réassemblage" de la communauté préexistante avec Alfa dominant, semble donc définitivement établie. Les conditions écologiques steppiques actuelles ne correspondent plus à celles ayant présidé à l'installation de l'Alfa. Dès 1947, Manjauze considérait que l'espèce figurait "comme un témoin ou un vivant fossile, maintenu hors de son aire actuelle de dispersion active par sa remarquable résistance végétative". Le sol sous-jacent à la touffe d'Alfa serait lui même un sol fossile (Bottner, 1982), témoin d'une pédogénèse du quaternaire ancien. Le suivi à long terme a montré que ce sol est moins une construction de l'Alfa qu'un vestige d'un système ancien que la conjonction de plusieurs facteurs, longtemps improbable, a rapidement détruit.

La parcelle mise en défens, de surface relativement réduite, n'a pas joué son rôle de témoin quant à la composition du système préexistant. L'ensablement qui y a été observé n'est pas dû à une dégradation interne à la parcelle mais provient des steppes voisines en voie de dégradation depuis plus longtemps comme indiqué par l'évaluation de 1976- 1977 (Aidoud *et al.*, 1981). La surveillance doit ainsi intégrer la dimension paysagère qui seule, permet d'établir les liens dynamiques entre des systèmes se trouvant à des stades dynamiques différents. Malgré les changements importants dans la parcelle, les modifications des conditions édaphiques restent moins importantes en profondeur qu'en surface, traduisant ainsi une certaine inertie du système. Les attributs édaphiques, dans le pire des cas, n'ont pas atteint les niveaux observés dans un désert et une réhabilitation demeure donc possible. Celle-ci reste cependant tributaire de l'efficacité et de la rapidité des mesures de gestion durables.

Bien que l'Alfa et le Sparte soient généralement placés dans le même groupe fonctionnel, le Sparte ne peut remplacer valablement l'Alfa en raison de ses performances nettement plus faibles. Un objectif serait une réhabilitation qui, faute de restaurer la structure (composition) d'origine, permettrait de restaurer les fonctions. En effet, les transitions sous climat aride ne sont pas toujours réversibles et se traduisent non seulement par la disparition d'espèces, mais également par des changements édaphiques (Milton *et al.*, 1994). En fait ce ne serait ni une restauration passive car la composition n'est pas retrouvée, ni une réhabilitation; ce serait une réhabilitation « passive » car le système protégé contre le pâturage, s'oriente de lui-même vers un état plus ou moins stable à Sparte qui pourrait néanmoins être maintenu durablement par des mesures de gestion adéquates.

La surveillance continue à long terme a pu faire ressortir les capacités spécifiques réelles qu'il s'agit d'intégrer dans la gestion du parcours. La première mesure consisterait à interdire le pâturage, voire le passage des troupeaux dans ce nouveau type de steppe durant les sécheresses de longue durée en raison de la vulnérabilité du sol.

La restauration passive, seule possibilité pour les grandes étendues steppiques en voie de désertification semble avoir été retenue par les décideurs en Algérie, confiant la gestion d'une grande partie des parcours steppiques au HCDS. Ce dernier a, depuis quelques années opté pour une restauration passive grâce à une mise en défens prenant souvent la forme d'une réhabilitation, et à la mise au repos temporaire pour la gestion. Le site d'étude est intégré dans un de ces espaces et répond correctement aux objectifs de réhabilitation; des unités de plusieurs milliers d'hectares chacune ont été mises sous le contrôle du HCDS, et des parcelles sont mises en location pour le pâturage durant une durée déterminée selon l'état de la végétation. Au plan sociétal, les agro-pasteurs semblent accepter ce nouveau mode de gestion collective des parcours, impensable il y a juste quelques années.

Ces mesures semblent appropriées mais le manque de connaissance sur la dynamique, sur les règles d'assemblage des communautés végétales et sur les incertitudes qui demeurent, impliquent l'instauration d'une recherche scientifique active en étroite liaison avec ces mesures pour :

la surveillance à long terme des changements par des techniques et des dispositifs appropriés et à l'échelle locale, et également au niveau du paysage ;

l'évaluation des réactions et des impacts sociétaux ;

le test de techniques de restauration et de réhabilitation en développant l'ingénierie écologique ;

le développement de méthodes simples et rapides d'évaluation des états écologiques et des ressources fourragères comme outils d'aide à la gestion.

Cet encadrement, tenté par l'Observatoire du Sahara et du Sahel, demeure encore difficile (Aidoud *et al.*, 2008) car la surveillance à long terme n'est pas toujours acceptée par la recherche en raison de son caractère "routinier" apparent. Par ailleurs, d'après Kraaij et Milton (2006), les institutions chargées de la conservation dans les pays en développement ont de la peine à maintenir des programmes de surveillance écologique à long terme avec des moyens financiers et humains limités. Cette surveillance est en continuelle recherche d'un compromis avec la gestion des ressources biologiques qui soit profitable à l'homme. Les dépenses pour la surveillance ne peuvent être justifiées que si les résultats fournissent les outils concrets pour une meilleure gestion et de meilleures prises de décision. L'efficacité de la surveillance à long terme peut être améliorée par l'attention que l'on apporte au dispositif et à la mise en œuvre des protocoles.

Les mises en défens ont montré leur intérêt en tant qu'outil pour la compréhension et la distinction des déterminants des changements écologiques. La mise en défens, à titre expérimental, n'a cependant pas répondu aux questions de conservation et de protection. Des précau-

tions sont à prendre car la restauration et la gestion des parcours est une question qui reste à poser dans sa globalité, dans le temps et dans l'espace.

Conclusion générale et perspectives

Notre objectif était de comprendre les mécanismes de désertification et de montrer quel était le rôle de la mise en défens dans la dynamique de la steppe à alfa de Rogassa, et de ses limites dans la protection de la végétation et du sol. Cette étude est menée par un suivi à long terme à travers un certain nombre d'attributs vitaux, en comparant une parcelle protégée depuis plus de 30 ans et un parcours librement pâturé. Le suivi permet de comprendre l'importance et les causes des changements et de distinguer le caractère réversible de ces derniers, relevant des fluctuations climatiques des changements irréversibles. Les résultats permettront d'établir un support d'aide en vue d'expérimentation de restaurations et de réhabilitation.

Le suivi écologique sur une durée de 35 ans, a permis de mettre en évidence les résultats suivants :

6.1. Paramètres quantitatifs de la végétation

La régression, au plan quantitatif, de la végétation étudiée le long du gradient de pâturage, est considérée comme l'un des indicateurs précoces de dégradation des terres et de désertification. Les paramètres analysés dans le temps et dans l'espace, sont le couvert végétal, les biomasses et la production pastorale des différentes catégories (pérennes et éphémères).

Bien que la mise en défens ait conservé les caractéristiques générales de végétation du système préexistant jusqu'en 1993, le principal changement a été une diminution de la couverture végétale pérenne, de 50% en 1976 à 34,4% en 1987 ($p = 0,0093$), suivie par une augmentation de 42% en 1993 ($p = 0,1191$). Une augmentation significative du couvert des éphémères a été enregistrée en 1987 ($p = 0,0035$) et 1993 ($p < 0,001$).

A l'extérieur de la zone de mise en défens, la baisse du couvert des pérennes (de 50% en 1976 à 17% en 1987) a été plus significative ($p < 0,001$), pour atteindre 21% en 1993. Le couvert des espèces éphémères a changé significativement de 5% en 1976 à 32% en 1987 et 23,6% en 1993. Ainsi, le couvert des éphémères est plus important que celui des pérennes en 1987 et 1993.

Dès 2000 et jusqu'à 2006, une importante baisse du couvert végétal des pérennes et des éphémères a été observée à la fois à l'intérieur (plus de 86% et 80% respectivement pour les deux catégories) et à l'extérieur de la mise en défens (plus de 90% pour les deux catégories).

Une augmentation significative du couvert des pérennes est observée dans la mise en défens qui semble être favorisée par l'amélioration des conditions pluviométriques.

La phytomasse totale qui suit la même évolution que celle des pérennes est très variable entre 1976 et 1993 où une baisse relativement plus importante est observée dans la zone pâturée. Après cette période, la phytomasse des différentes catégories baisse sensiblement pour atteindre en 2006 des valeurs inférieures à 18 kgMS/ha pour la phytomasse globale, 8 kgMS/ha pour les pérennes et 14 kgMS/ha pour les éphémères. Contrairement au couvert végétal, l'augmentation de la phytomasse en 2010 est peu significative dans les deux niveaux de pâturage.

La production des éphémères qui est sensiblement élevée en 1987, demeure relativement faible entre 1993 et 2010 avec toutefois des valeurs relativement élevées (environ 50 UF/ha/an) dans la zone pâturée.

Les productions fourragères totale et celles des différentes catégories, relativement élevées entre 1976 et 1993, baissent progressivement jusqu'en 2006 pour atteindre des valeurs significativement faibles de moins de 9 UF/ha/an pour la production fourragère globale, 3 UF/ha/an pour celle des pérennes et 7 UF/ha/an pour les éphémères, et ce dans les différents niveaux d'exploitation. Une augmentation relative est observée en 2010; elle est plus importante pour les pérennes au niveau de la mise en défens (près de 233 UF/ha/an), et des éphémères dans la zone pâturée (près de 50 UF/ha/an).

6.2. Évolution des principales populations et de la composition floristique

La composition, pour les principales espèces n'a pas montré de grands changements dans la mise en défens en 1993. Le principal changement est enregistré surtout dans la partie pâturée avec l'apparition d'espèces n'ayant jamais ou rarement été relevées dans le site. Dans la zone pâturée, la variation a touché particulièrement l'espèce pérenne; il s'agit essentiellement de *Stipa tenacissima* dont la contribution au tapis végétal a baissé d'environ 64 % dans la zone non protégée, alors que celle du *Lygeum spartum* a augmenté à l'extérieur de l'enclos. On y observe également la disparition de quelques espèces liées à la steppe à alfa pur. Il s'agit des vivaces comme *Dactylis glomerata* et *Sedum sediforme* et des espèces annuelles comme *Crepis vesicaria*, *Xeranthemum inapertum* et *Ziziphora hispanica*. On assiste aussi à l'apparition de certaines thérophytes en particulier des psammophytes comme *Cutandia dichotoma*.

À partir de 2000, *Stipa tenacissima* a diminué de 87% à l'intérieur de la mise en défens, et elle a pratiquement disparu à l'extérieur. Le sparte également montre une régression et n'est même plus relevé durant la dernière période dans la mise en défens. A l'extérieur, cette plante était réduite à quelques brins desséchés.

En 2006, on observe un changement important de la composition végétale où l'alfa et le sparte ont quasiment disparu dans les deux situations. Les couverts des pérennes et des éphémères sont faibles sur l'ensemble de la station (<3%). La différence de couvert n'est plus significative entre l'intérieur et l'extérieur de la mise en défens pour les pérennes ($p=0.243$) et

les éphémères ($p=0.097$). La végétation pérenne est représentée essentiellement par des espèces rudérales indicatrices de dégradation et souvent non consommées par les animaux, telles que *Atractylis serratuloides*, et *Peganum harmala*. *Salsola vermiculata*, ligneux bas, est, comme pérenne, mieux représentée par une présence relativement plus importante; il semble prendre le relais des espèces pérennes préexistantes. Parmi les éphémères, notons la présence d'*Echinops spinosus* et de *Cutandia dichotoma* et la disparition des espèces caractéristiques du système préexistant.

Le changement de la composition floristique se traduit également à travers la richesse et la diversité spécifique. La régression de cette dernière est l'un des principaux indicateurs biologiques de la désertification. La diversité floristique exprimée par la richesse et l'indice de Shannon montre une baisse significative entre le 1993 et 2006. La richesse passe progressivement de 24 à 11 et 5 espèces dans la mise en défens et de 23 à 6 et 5 espèces dans la zone de libre pâturage respectivement pour 1993, 2000 et 2006. De même, les valeurs de l'indice de Shannon passent de 3 à 2,8 et 1,5 dans la zone protégée et de 3 à 1,6 et 1,5 à l'extérieur de la mise en défens respectivement pour les mêmes dates. Ainsi, cette baisse de diversité est plus importante dans la zone non protégée contre le pâturage. Par ailleurs, l'augmentation de la diversité observée en 2010 est relativement plus importante dans la mise en défens.

6.3. Dynamique des communautés

L'analyse floristique des différentes communautés échantillonnées entre 1976 et 2010 (DCA) montre l'existence de quatre principaux ensembles exprimant une évolution régressive de la végétation.

Le premier ensemble (A) est représenté par la totalité des relevés effectués entre 1976 et 1977 ainsi que les relevés de 1986 et 1993 réalisés dans la mise en défens et aux alentours immédiats de celle-ci. Il s'agit du groupement à *Stipa tenacissima* ayant gardé les principaux caractères écologiques et de végétation du système préexistant. Cet ensemble comporte des espèces telles que *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme* et *Xeranthemum inapertum* ;

Le deuxième ensemble (B) représente une végétation à *Stipa tenacissima* dégradée et à *Lygeum spartum*. L'ensablement en surface favorise les espèces telles *Plantago albicans* et *Bromus tectorum* ;

Les ensembles C et D qui caractérisent une végétation à *Lygeum spartum* dominant et à *Salsola vermiculata*, attestent de la disparition irréversible de *Stipa tenacissima* et d'un changement de la communauté végétale. Les espèces qui caractérisent cet ensemble sont *Aristida pungens*, *Atractylis serratuloides*, *Cutandia dichotoma*, *Eruca vesicaria*, *Noaea mucronata*, *Onopordon arenarium*, *Peganum harmala* et *Thymelaea microphylla*.

6.4. Changements édaphiques

Les variables analysées entre 1976 et 2006 sont les sables en surfaces, les fractions granulométriques et la matière organique.

Le sable en surface apparait pour la première fois dans la mise en défens en 2000 avec une fréquence qui dépasse les 75%, tandis que dans la zone de libre pâturage, il est présent en 1993 avec une fréquence moyenne de 39 % et dépasse les 75 % en 2000 et 2006.

La variation de la fraction sableuse entre 1976 et 2006 n'est pas significative dans la mise en défens mais elle augmente significativement à l'extérieur de celle-ci où elle varie de 66 % en 1976 à 82 % en 2006.

Le taux de la fraction argileuse reste relativement homogène dans la zone interdite au pâturage mais la baisse est très significative ($p=0,001$) dans la zone non protégée (13 % en 1976 à 5,5 % en 2006).

La matière organique varie de la même manière que les argiles et montre une baisse allant de 1,8 % en 1976 à 0,7 % en 2006.

Au terme de ce suivi à long terme mené dans la station de Rogassa , nous pouvons résumer les principaux résultats comme suit :

Durant la période d'étude, le site a subi une diminution significative des précipitations, connu des sécheresses fréquentes, et subi une dégradation de la végétation et une altération physico-chimique des propriétés du sol: ce processus a été moins intense et plus lent dans la zone protégée jusqu'en 1993, alors qu'une diminution du couvert végétal et une modification des conditions édaphiques est observée dans la zone surpâturée;

la perte progressive de la végétation pérenne, constituée presque exclusivement de *S. tenacissima* jusqu'à son extinction en 2006, et l'apparition de nouvelles espèces vivaces ;

la généralisation de l'accumulation sableuse sur le site et la modification des conditions édaphiques, favorisant le changement de la composition floristique et l'installation des psammophytes ;

une dynamique régressive de la végétation ;

Les changements majeurs observés, tant au niveau biotique qu'abiotique dans les différents niveaux d'exploitation, attestent d'une réelle désertification où des seuils d'irréversibilité sont atteints. Ces changements mettent en évidence le rôle de la mise en défens, en tant que mesure contre la désertification et moyen de restauration passive. La mise en défens a un effet bénéfique limité dans le temps et constitue une action provisoire tant que le processus de la désertification ne s'est pas généralisé sur toute la steppe.

6.5. Perspective de restauration

Une telle situation de dégradation des terres a touché l'ensemble de la région steppique en Algérie. Les programmes de développement agricole ne prennent pas en considération le potentiel de production réel de ces pâturages; ils considèrent toujours la région de la steppe aride couvrant plus de 20 millions d'hectares, comme un territoire qui pourrait satisfaire la demande croissante en production ovine. Les connaissances et la maîtrise des techniques d'application

des règles de gestion des parcours basées sur les principes écologiques pertinents semblent insuffisantes.

Les actions de restauration qui pourrait être recommandées porteraient par exemple sur les opérations de réintroduction/replantation dans de petites zones caractérisées par de bonnes conditions de sol, d'espèces éphémères ou pérennes qui ont été testées avec succès au Maghreb, comme en Tunisie (Akrimi, 1990;. Aronson *et al*, 1993). A une échelle plus grande où les terres sont pâturées toutes l'année, la recommandation la plus importante est de prendre en considération dans les décisions de gestion des parcours la variabilité des ressources naturelles, en particulier celle des précipitations. Cela pourrait se faire par exemple en utilisant un pâturage contrôlé par les moutons pendant la période humide, alors que pendant les périodes sèches, les terres de parcours présentant une production fourragère négligeable, doivent être laissées au repos pour favoriser la régénération de la végétation. Ceci a été la principale stratégie dans l'ancien système d'utilisation des terres traditionnel adoptée dans les terres arides du Maghreb. Ces actions de restauration nécessitent toutefois l'acceptation et la participation des parties prenantes, comme les pasteurs dont le comportement a profondément changé vis-à-vis de la durabilité des ressources des pâturages; ils sont devenus de simples éleveurs de moutons.

Références bibliographiques

- Abdelkrim M., 1988. Les formations steppiques à alfa (*Stipa tenacissima* L.), autoécologie, syntaxonomie et importance pastorale., *coll. phytosociol. XVI*. Paris, 445-456.
- Achour H., 1983. Étude phytoécologique des formations à alfa (*Stipa tenacissima* L.) du Sud-Oranais. Wilaya de Saida., *Th. 3ème cycle, Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*, Alger, 216p.
- Achour H., Aidoud A., Aidoud F., Bouzenoune A., Dahmani M., Djebaili S., Djellouli Y., Kadik L., Khelifi H., Mediouni K. & Nedjraoui D., 1983. Notice de la carte de l'occupation des terres de l'Algérie. Carte pastorale de l'Algérie. *Biocenose* 1-2. Tome 2, 131p.
- Achour-Kadi-Hanifi H. & LOISEL R., 1997. Caractéristiques édaphiques des formations à *Stipa tenacissima* L. de l'Algérie en relation avec la dynamique de la végétation. *Ecologia Mediterranea* 23 (314), 33-43.
- Agnew C. & Warren A., 1996. A framework for tackling drought and land degradation *Journal of Arid Environments* 33: 309-320.
- Aidoud A., 1983. Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du Sud Oranais. Phytomasse, Productivité Primaire et applications pastorales., *Thèse 3ème cycle. Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*. 245p. + ann.
- Aidoud A., 1989. Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques pâturés. Hautes Plaines Algéro-Oranaises (Algérie), *Th. doct. es. Sci. , Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*. Alger, 240p. + ann.
- Aidoud A., 1992. Les parcours à alfa (*Stipa tenacissima* L.) des Hautes Plaines algériennes : Variations inter-annuelles et productivité. In / A. Gaston, M.Kernick, & H.N.Le Houérou, (eds), *Actes du 4ème Congrès International des Terres de Parcours*, CIRAD, Montpellier, France, 22-26 avril 1991, pp. 198-199.
- Aidoud A., 1994. Pâturage et désertification des steppes arides en Algérie, cas de la steppe d'alfa (*Stipa tenacissima* L.), *Paralelo* 37, 16, 33-42.
- Aidoud A. & Aidoud-Lounis F., 1992. Les ressources végétales steppiques des Hautes Plaines algériennes : évaluation et régression. In : Gaston A., Kernick M., & Le Houérou H.N. (éds), *Actes du 4ème Congrès International des Terres de Parcours*, CIRAD, Montpellier, 22-26 avril, 1991, 307-309.
- Aidoud A. & Aidoud-Lounis F., 1996. La désertification et la dégradation des terres dans le bassin méditerranéen et le Sahel. *Les Synthèses de Medias*, MEDIAS-France, 30p.
- Aidoud A., Aidoud F. & Bouzenoune A., 1981. Carte de l'Occupation des Terres de l'Algérie au 1/200000, feuille d'El Kreider, *Centre des Ressources Biologiques Terrestres.*, Alger.
- Aidoud A., Aidoud-Lounis F. & Slimani H., 1998. Effects of grazing on soil and desertification : a view from the southern Mediterranean rim., In : *Ecological Basis of Livestock Grazing in Mediterranean, Ecosystems* (Ed. V.P.Papanastasis), 12 p. + fig. H.t.
- Aidoud A., Le Floc'h E. & Le Houérou H.N., 2006. Les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse* 17(1-2), 19-30.
- Aidoud A. & Nedjraoui D., 1992. The steppes of Alfa (*Stipa tenacissima* L.) and their utilisation by sheep. In: Thanos C.A. (ed.), *Plant-Animal interactions in Mediterranean type ecosystems* (ed.), *MEDECOS* VI, 62-67.
- Aidoud A., Nedjraoui D., Djebaili S. & Poissonet J., 1983. Évaluation des ressources pastorales dans les hautes plaines steppiques du Sud-Oranais (productivité et valeur pastorale des parcours). *Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord.*, 13, 33-46.
- Aidoud A., Slimani H., Aidoud-Lounis F. & Touffët J., 1999. Changements édaphiques le long d'un gradient d'intensité de pâturage dans une steppe d'Algérie. *Ecologia Mediterranea* 25, 163-171.

- Aidoud A., Slimani H. & Rozé F., 2011. La surveillance à long terme des écosystèmes arides méditerranéens : quels enseignements pour la restauration ? Cas d'une steppe d'Alfa (*Stipa tenacissima* L.) en Algérie. *Ecologia Mediterranea*, 37(2), 17-32.
- Aidoud A., Sokona Y. & Jauffret S., 2008. La surveillance à long terme en réseau circum-saharien : l'expérience ROSELT. *Collection Synthèse (Observatoire du Sahara et du Sahel)*, 3, 1-100.
- Aidoud A. & Touffet J., 1996. La régression de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.), graminée pérenne, un indicateur de désertification des steppes algériennes. *Secheresse* 3 (7), 187-93.
- Aidoud-Lounis F., 1984. Contribution à la connaissance des groupements à sparte (*Lygeum spartum* L.) des Hauts Plateaux Sud-Oranais. Etude écologique et syntaxonomique. *Thèse 3ème cycle. Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*, Alger, 256p.
- Aidoud-Lounis F., 1997. Le complexe alfa-armoise-sparte (*Stipa tenacissima* L., *Artemisia herba-alba* Asso, *Lygeum spartum* L.) des steppes arides d'Algérie : structure et dynamique des communautés végétales. *Thèse de Doctorat*, Université d'Aix-Marseille, Marseille. 263p.
- Akrimi N., 1990. Aptitudes pastorales de la végétation naturelle en zone aride tunisienne et possibilités de son amélioration. *Ecologia Mediterranea* XVI, 371-382.
- Allen-Diaz B. & Bartolome, J.W., 1998. Sagebrush-grass vegetation dynamics: comparing classical and state-transition models. *Ecological Applications*, 8, 795-804.
- Al-Salihi A.H., 2003. Drought identification and characterization in Jordan. *Journal of Arid Environments*, 53, 585-606.
- Amghar F. & Kadi-Hanifi H., 2008. Diagnostic de la diversité floristique de cinq stations steppiques du sud Algérois. *Les Cahiers d'Orphée*, 385-395.
- 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, 8-7.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C. & Pontanier R., 1995. Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et concept. In *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?*, ed. Pontanier R., M'Hiri A., Akrimi N., Aronson J., Le Floc'h., Paris, 11-29.
- Aronson J., Milton S. J. & Blignaut J. N., 2006. Conceiving the science, business and practice of restoring natural capital. *Ecological Restoration*, 22 :22-24.
- Aronson J., Milton, S.J. & Blignaut, J.N., 2007. Restoring natural capital: definitions and rationale. In: Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N. (Eds.), *Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice*. Island Press, Washington, DC.
- Bagnouls F. & Gaussen H., 1953. Saison sèche et indice xérothermique. *Doc. Carte Product. Végé., sér. Généralités*, 3 (1), 47p. + carte.
- Barbault R., 1983. *Écologie générale*. Abrégés éd. Masson. 224p.
- Barbero M. & Quezel P., 1995. Desertification, desertisation, aridification in the mediterranean region and 'global change', in : *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems.*, Ed. Lavoisier, 549-569.
- Behnke R. & Kerven C., 1994. Redesigning for risk: tracking and buffering environmental variability in Africa's rangelands. *Natural Resource Perspectives* 1, 1-8.
- Behnke R.H. & Scoones I., 1993. Rethinking range ecology: implications for rangeland management in Africa. In: Behnke, R.H., Scoones, I., Kerven, C. (Eds.), *Range Ecology at Non-equilibrium. New Models of Natural Variability and Pastoral Adaptation in African Savannas*. Overseas Development Institute, London, 1-30.
- Belsky A.J., 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *American Naturalist* 127, 870-892.
- Belyea L.R. & Lancaster J., 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86 : 402-414.
- Bessah R., Rozé F. & Nedjraoui, 1999. Activité cellulolytique in vitro de sols de deux steppes à alfa (*Stipa tenacissima* L.) d'Algérie. *Ecologia Mediterranea* 25, 185-192.

- Bestelmeyer B.T., 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad, and the insidious. *Restoration ecology*, Vol.14, 3, 325-329
- Bottner P., 1982. Évolutions des sols et conditions bioclimatiques méditerranéennes. *Ecologia Mediterranea* 8, 115-134.
- Bouazza M., 1991. Étude phytoécologique de la steppe à *Stipa tenacissima* L. Au sud de Sebdou., *Thèse doct., Univ. Aix-Marseille*, 109p.
- Boudy P., 1950. Économie forestière Nord-Africaine.,T.2. Monographies et traitements des essences forestières. *Fascicule II., éd. Larose*. Paris.
- Boukhobza M., 1982. L'agro-pastoralisme traditionnel en Algérie: de l'ordre tribal au désordre colonial. *Off. Publ. Univ.*, Alger, 458 p.
- Boutonnet J.P., 1992. Production de viande ovine en Algérie. Est-elle encore issue des parcours ? In : Gaston A., Kernick M., & Le Houérou H.N. (éds), *Actes du 4ème Congrès International des Terres de Parcours*, CIRAD, Montpellier, 22-26 avril 1991, 906-908.
- Bouxin G., 1987. Le traitement statistique des tableaux de relevés de végétation. 2. Les ensembles de tableaux et les grands tableaux. *Biom.-Praxim.* 27, 65-97.
- Bouzenoune A., 1984. Étude phytoécologique et phytosociologique des groupements végétaux du Sud-Oranais (wilaya de Saida). *Thèse Doct.3ème cycle. Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*, Alger, 225p.
- Braun-Blanquet J., 1936. La forêt d'Yeuse languedocienne. *Mém. Soc. Étud. Sci. Nat. Nîmes*, 5, 147p.
- Braun-Blanquet J. & De Bolos O., 1957. Les groupements végétaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *Ann. Estac. Exp. de Aula dei*, 5 (1-4), 266 p.
- Briske D.D., Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E., 2005. State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives. *Rangeland Ecol Manage* 58:1–10.
- Carpenter SR., Walker B., Anderies JM. & Abel N., 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems* 4, 765–781.
- Casenave A. & Valentin Ch., 1989. Les états de surface de la zone sahélienne. Editions de l'Orstom, Paris, 229 p.
- Celles J.C., 1975. Contribution à l'étude de la végétation des confins-saharo-constantinois (Algérie). *Thèse Doct., Univ. Nice*. 364p.
- Cerdà A., 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *J. Arid Environ.* 36, 37-51.
- Chaumont M. & Paquin C., 1971. Notice explicative de la carte pluviométrique de l'Algérie au 1/500 000. *Soc. Hist. Nat. Afr. Nord.* 68 (3 et 4), Alger. 24 p.
- Chessel D., Debouzie D., Donadieu P. & Klein D., 1975. Introduction à l'étude de la structure horizontale en milieu steppique. I. Echantillonnage systématique par distance et indice de régularité., *Oecol. Plant.*, 10 (1), 25-42.
- Clément B. & Maltby, E., 1996. Quelques facteurs de la biodiversité végétale dans les prairies humides des corridors fluviaux., *Acta bot.Gallica* 143 (4/5), 309-316.
- Clements F.E., 1916. Plant Succession : an Analysis of the Development of Vegetation. Publication No. 242. Carnegie Institution, Washington.
- C.N.T.S., 1989, Cartographie et inventaire des nappes alfatières sur l'ensemble des Wilayas.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Connell J.H. & Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111, 1119–1144.
- Connell J.H. & Sousa W.P., 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121, 89-824.
- Cosson E., 1853. Rapport sur un voyage botanique ne Algérie, d'Oran au Chott-El-Chergui. *Ann. Sci. Nat., 3ème sér.*, XIX, Masson, Paris, 1-60.
- CRBT., 1978. Rapport phytoécologique et pastoral sur les hautes plaines steppiques de la Wilaya de Saida., *CRBT*, Alger, 256p.

- Daget P., 1980. Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégie adaptative (cas des thérophytes). In : Barbault R, Blandin P, Meyer J, eds. *Actes du colloque d'écologie théorique : Recherches d'écologie théorique : les stratégies adaptatives*. Paris.
- Daget P. & Poissonet J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Annales d'Agronomie*, 22, 5-41.
- Dagnelie P., 1978. Théorie et méthode statistiques. Applications agronomiques., vol 2, *édit. Les presse agronomiques de Gembloux*. 463p.
- Dean W.R.J., Hoffman M.T., Meadow M.E. & Milton S.J., 1995. Desertification in the semi-arid Karoon, South Africa: review and reassessment. *Journal of Arid Environments* 30, 247-264.
- Debouzie D., Thioulouse J., 1986. Statistics to find spatial and temporel structures in populations., *Nato ASI series*, Vol G11, 263-282.
- Delpech R., 1975. Contribution à l'étude expérimentale de la dynamique de la végétation prairiale. Thèse d'état. Orsay. 103p.+ annexes.
- Denef K., Six J., Merckx R. & Paustian K., 2002. Short-term effects of biological and physical forces on aggregate formation in soils with different clay mineralogy. *Plant Soil* 246, 185-200.
- Diamond J.M., 1986. Overview : laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. In : Diamond J.M. et Case T.J., Eds., Harper & Row, N.Y., *Community ecology*, 3-22.
- Djebaili S., 1978. Recherche phytosociologiques et écologiques sur la végétation des Hautes Plaines stepmiques et de l'Atlas Saharien Algerien., *Th. Doct., Univ. Sci. Tech. Languedoc*, Montpellier, 229p.
- Djebaili S., 1988. Connaissances actuelles sur l'alfa (*Stipa tenacissima* L.). *Biocénoses*. 3, (1/2), 43-52.
- Djebaili S., Achour H., Aidoud F. & Khelifi H., 1982. Groupes écologiques édaphiques dans les formations stepmiques du Sud-Oranais. *Biocenose* 1, 7-59.
- Djellali N. & Rozé F., 1990. La matière organique d'un sol de steppe à alfa (Algérie) après paillage. Caractérisation des fractions granulométriques. *Bull. Ecol.* 21, 83-90.
- Djellouli Y., 1981. Étude climatique et bioclimatique des Hauts Plateaux du Sud Oranais (Wilaya de Saïda). *Th. Doct. 3ème Cycle, Univ. Sci. Technol.H. Boumediene*, Alger, 178p. + ann.
- Djellouli Y., 1990. Flores et Climats en Algérie Septentrionale. Déterminisme climatique de la répartition des plantes. *Th. doct. es. Sci., Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*. Alger, 262p. + ann.
- Djellouli Y. & Daget Ph., Berrahmouni N., 1994. Variations climatiques au Sahara Septentrionale (partie ouest). Impacts sur la végétation. *Pull. Ass. Intern. Clim.* Toulouse.
- Dodd J.L., 1994. Desertification and degradation in Sub-Sahara Africa. The rôle of livestock., *Bioscience*, Vol.44,n°1, 28-34.
- Domingo F., Sanchez G., Moro M.J., Brenner A.J. & Puigdefabregas, J., 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91, 275-292.
- Dregne H.E., 1983. Desertification of arid lands. Harwood Academic Publishers, NY, 242p.
- Dregne H.E., 1991. Global status of Desertification. *Annals of Arid Zone*, 16, 290-301.
- Dregne H.E., 1992. Degradation and restoration of arid lands. International Center for Arid and Semi-Arid Land Studies, Texas Tech. Univ., Lubbock.
- Dubief J., 1952. Le vent et le déplacement du sable au Sahara. Alger : Institut de recherches sahariennes. *Trav. Institut Rech. Sah.* 8,123-64.
- Duchaufour P., 1970. Précis de pédologie. Masson et Cie. Paris, 314p.
- Dyksterhuis E.J., 1949. Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of range management* 2 : 104- 115.
- Egler, F.E. (1954). Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition-a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio*, 4, 412-417.
- Ellis, J.E., 1995. Climate variability and complex ecosystem dynamics: implications for pastoral development. *Living with Uncertainty, New Directions in Pastoral Development in Africa* (ed. I. Scoones), 37-46.
- Ellis J.E., & Swift D.M., 1988 . Stability of african pastoral ecosystems : alternate paradigms and implications for development.*Journal of range management* 41(6), 450- 459.

- Emberger L., 1952. Sur le quotient pluviothermique., C.R. Hebd. Séances *Acad. Sci. Ser. D. Sci. Nat.*, 234 : 2508-2510.
- Evenari M., 1985. The desert environment. In: M. Evenari, I. Noy-Meir & D.W. Goodall (eds.). *Ecosystems of the world*, 12A: Hot deserts and arid shrublands. Elsevier, Amsterdam, 1-22.
- Fernandez-Gimenez M. E. & Allen-Diaz B., 1999 . Testing a non-equilibrium model of rangeland vegetation dynamics in Mongolia. *Journal of Applied Ecology* 36, 871-885
- Fichet-Calvet E., Jomaa I., Zaafour W., Ashford R.W., Ben Ismail R. & Delattre P., 2000. Spatio-temporal distribution of a rodent reservoir of *Cutaneous leishmaniasis*. *Journal of Applied Ecology* 37, 603-615.
- Finlayson C.M. & Mitchell D.S., 1999. Australian wetlands: the monitoring challenge. *Wetlands Ecology and Management* 7, 105-112
- Floret C., 1981. The effect of protection on steppic vegetation in the mediterranean arid zone of southern Tunisia. In : P. Poissonet, F. Romane, M.P. Austin, E. Van der Maarel et W. Schmidt (Eds). *Vegetation dynamics in grassland, heathlands and mediterranean ligneous formations*. Junk Publishers, The Hague, 117-129.
- Floret C., & Pontanier R. 1982. l'aridité en Tunisie présaharienne. Climat, sol, végétation et aménagement. *Th. Doct., Univ. Sci. Tech. Languedoc*, Montpellier, 580p.
- Frahi S., 1995. Politique céréalière et gestion de marché interne : le cas de l'Algérie. *Thèse Doct., Univ. Toulouse*.
- Friedel M.H., 1988. Range conditions and the concept of threshold. *Rangeland Manage. Soc. India*. (vol. I), 1- 3.
- Friedel M.H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint, *J. Range Management*, 44(5), 422-426.
- Frontier S., 1983.- Stratégies d'échantillonnage en écologie. *Ed. Masson*, Paris., 494p.
- Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E., 1998. The influence of soil depth on plant species response to grazing within a semiarid savanna. *Plant Ecology*, 138: 89–96.
- Fynn R.W.S. & O'Connor T.G., 2000. Effect of stocking rate and rainfall on rangeland dynamics and cattle performance in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 37, 491- 507.
- Gaddes N., 1978. Etudes des relations végétation-milieux et effet biologique de la mise en défens natament sur l'alfa (*Stipa tenacissima* L.) dans le bassin versant de l'oued Gabes. *Th. Doct., Univ. Sci. Tech. Languedoc*. Montpellier. 129p.
- García-Fuentes A., Salazar C., Torres J. A., Cano E. & Valle F., 2001. Review of communities of *Lygeum spartum* L. in the south-eastern Iberian Peninsula (western Mediterranean). *J. Arid Environ.* 48, 323-339
- Gausson H., 1951. Le dynamisme des biocénoses végétales. *Ann. Biol.* 27, 90-102.
- Glantz, M.H., 1987. Drought and economic development in sub-Saharan Africa. In: Glantz, M.H. (Ed.), *Drought and Hunger in Africa: Denying Famine a Future*. Cambridge University Press, Cambridge, 37-58.
- Gleason H.A., 1917. The structure and the development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 44, 463-481.
- Gleason H.A., 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53, 7-26.
- Godron M., 1968. Quelques applications de la notion de fréquence en écologie végétale. *Oecol. Plant.* 3 (3), 185-212.
- Gore J.A. & Shields F.D., 1995. Can large rivers be restored ? *Bioscience*, 45 , 142-152.
- Gounot M., 1969. Méthodes d'étude quantitative de la végétation. *Masson et Cie*. Paris, 314p.

- Ghrab S., 1981. Étude de la variabilité écophénologique de l'alfa en Tunisie centrale. *Thèse doct. Ing. en écologie, Univ. de droit d'économ. et des Sci. d'Aix-Marseille*, 135p.
- Graetz R.D., 1991. Desertification : a tale of two feedbacks., in : *Ecosystems experiments*. Ed. H.A. Mooney *et al*, 59-87.
- Greig-Smith P., 1964. Quantitative plant ecology. Butterworths. Londres.
- Greig-Smith P., 1979. Pattern in vegetation. *Journal of Ecology* 67,755-779.
- Grim J.P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley & sons, New York., 222p.
- Halle S. & Fattorini M., 2004. Advances in restoration ecology: insights from aquatic and terrestrial ecosystems. In: Temperton V.M., Hobbs R.J., Nutton T. & Halle S. (Eds) *Assembly rules and restoration ecology; bridging the gap between theory and practice* Island Press, Washington, 10-33.
- Hanifi N., 1982. La régénération des populations végétales en milieux ouverts. *Thèse de Magister. Uni. Sci. Tech. H. Boumediène*, Alger, 195p.
- Hanifi N., & Touffet J., 1989. Régénération par les semences dans les Hautes Plaines steppiques algériennes. In : *Actes du 16ème Congrès International des Herbages*, Nice (France) , 1601-1602.
- Harche M., 1985. Différenciation et structure pariétale des fibres foliaires de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.). *Thèse Doct. Etat*, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris 6, 88 p.
- Hare F.K., 1993. Climate variations, drought and desertification. WMO-No. 653. 44 pp.
- Harpe, J.L., 1969. The role of predation in vegetational diversity. Diversity and stability in ecological systems. *Brookhaven Symposium in Biology* 22, 48-62.
- Helldén U., 1991. Desertification: time for an assesment? *Ambio* 20, 372-383.
- Hendricks H.H., Bond W.J., Midgley J.J. & Novellie P.A., 2005 . Plant species richness and composition a long livestock grazing intensity gradients in a Namaqualand (South Africa) protected area. *Plant Ecology*, 176:19-33.
- Hermann S.M., & Hutchinson C.F., 2005. The changing contexts of the desertification debate. *Journal of arid environments* 63 (3), 538-555.
- Hiernaux P., Bielders C.L., Valentin C., Bationo A. & Fernandez-Rivera S., 1999. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41, 231-245
- Hill M.O. & Gauch H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42, 47-58.
- Hillel D. & Rosenzweig C., 2002. Desertification in relation to climate variability and change. In: Sparks D.I. (ed.), *Advances in Agronomy*, 77, 1-38.
- Hirche, A., Boughani, A., & Salamani, M. (2007).Évolution de la pluviosité annuelle dans quelques stations arides algériennes. *Sécheresse*, 18(4), 314-320.
- Hirche A., Salamani M., Abdellaoui A, Benhouhou S. & Valderrama J.M., 2010. Landscape changes of desertification in arid areas: the case of south-west Algeria. *Environ Monit Assess.*
- Hobbs, R. J., and J. A. Harris. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's damaged ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9, 239-246.
- Hobbs R.J. & Norton D.A., 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem restoration. In: Temperton V.M., Hobbs R.J., Nutton T. & Halle S. (Eds) *Assembly rules and restoration ecology; bridging the gap between theory and practice* Island Press, Washington, 72-95.
- Holechek J. L., Galt D. & Khumalo G., 2006b. Grazing and Grazing Exclusion Effects on New Mexico Shortgrass Prairie. Research Note. *Rangeland Ecol Manage* 59, 655–659
- Holechek J. L., Baker T. T., Boren J. C. & Galt D., 2006a. Grazing impacts on rangeland vegetation: what we have learned. *Rangelands* 27(1):7–13.
- Holling C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 4,1-23.
- Huntsinger L. & Bartolome J.W.,1992. Ecological dynamics of Quercus dominated woodlands in California and southern pain: a state-transition model. *Vegetatio* 99-100, 299-305.
- Huston M.A., 1994. Biological diversity. The coexistense of species on changing landscapes. *Cambridge University Press*, Cambridge. 681 p.
- Hutchinson C.F., 1996. The sahelian desertification debate: a view from the american south-west. *Journal of Arid Environments* 33, 519-524.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 1996. Technologies, policies and measures for mitigating climate change. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), IPCC Technical Paper I.
- Jauffret S. & Visser M., 2003. Assigning life-history traits to plant species to better qualify arid land degradation in Presaharian Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 55(1), 1-28.
- Jordan W.R., Gilpin M.E. & Aber J.D. (Eds), 1987. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kaabache M., 1990. Les groupements végétaux de la région de Bousaâda (Algérie). Essai de synthèse sur la végétation du Maghreb. Thèse doctorat es science. Univ. Paris-Sud. Orsay. 132p.
- Kadi-Hanifi-Achour H., 1998. L'alfa en Algérie. Syntaxonomie, relation milieu-végétation, Dynamique et perspectives d'avenir. *Thèse doct. Es science. Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*. Alger. 270p.
- Kassas M., 1994. Désertification. Cahiers d'Education Environnementale (UNESCO), 7, 1-1.
- Keddy P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.*, 3, 157-164.
- Keddy P.A. & Weiher E., 1999. The scope and goals of research on assembly rules. In: Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats (eds E. Weiher & P.A. Keddy). Cambridge University Press, Cambridge.
- Killian CH., 1948. Conditions édaphiques et réactions des plantes indicatrices de la région alfatière algérienne. *Ann. Agro.*, 1, 4-27.
- Kraaij T. & Milton S.J., 2006. Vegetation changes (1995–2004) in semi-arid Karoo shrubland, South Africa: Effects of rainfall, wild herbivores and change in land use. *J. Arid Environ.* 64(1), 174-192.
- Lacoste L. 1955. Répartition et conditions climatiques des nappes alfatières. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* 90 (3/4), 362-368.
- Lavorel S. & Garnier E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545-556.
- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J. & Forbes T.D.A., 1997. Plant functional classification: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.* 12, 474-478.
- Laycock W.A., 1991.- Stable state concepts applied to range condition criteria used to evaluate North American rangelands. In: A. Gaston, M. Kernick & H.N. Le Houérou (eds.). *Proceeding of the fourth International Rangeland Congress*, Montpellier 22-26 avril 1991, CIRAD, France, 134-137.
- Le Floc'h E. & Boulos L., 2008. Flore de Tunisie. Catalogue synonymique commenté. Montpellier, France. 461p.
- Le Floc'h E. & Floret C., 1972. Désertisation, dégradation et régénération de la végétation pastorale dans la Tunisie présaharienne. Symposium sur la désertisation. Gabès, P.R.D.I.R.P.T. Doc. no 6, C.N.R.S./UNESCO, 11 p. ronéo.
- Le Houérou H.N., 1969. La végétation de la Tunisie steppique. *Ann. Inst. Nat. Rech. Agron.* Tunis., 42 (5), 624p.
- Le Houérou H.N., 1981. Long-term dynamics in arid-land vegetation and ecosystems of North Africa. In : Goodall D.W. & Perry R.A. (eds.). *Arid land ecosystems* vol. 2. Cambridge University Press, Cambridge, 357-384.
- Le Houérou H.N., 1985. Aspects météorologiques de la croissance et du développement végétal dans les déserts et les zones menacées de désertisation., *Organisation météorologique mondiale*, 1-68.
- Le Houérou H.N., 1992a. Relations entre la variabilité des précipitations et celle des productions primaire et secondaire en zone aride. In : Le Floc'h E., Grouzis A., Cornet A., Bille J-C. (Eds.), *L'aridité, une contrainte au développement*, ORSTOM, Paris, 198-220.
- Le Houérou H.N., 1992b. An overview of vegetation in world arid lands. In : Degradation and restoration of arid lands., Dregne H.E.(edit). Center FOR Arid and Semi-Arid Lands Studies, Texas Tech. Univ., Lubbock, 127-163.
- Le Houérou H.N., 1993- Changements climatiques et désertisation. *Sécheresse*, 2 (4), 95-111.

- Le Houérou H.N., 1994. Désertification et désertisation : fautes humaines ou fatalités climatiques., in : *Cahiers d'éducation environnementale, UNESCO*.
- Le Houérou H.N., 1995. Dégradation, régénération et mise en valeur des terres sèches d'Afrique., in *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?*, ed. Pontanier R., M'Hiri A., Akrimi N., Aronson j., Le Floc'h., Paris, 65-102.
- Le Houérou H.N., Claudin J., Pouget M., 1979. Étude bioclimatologique des steppes algériennes. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 68 (3-4), 33-74.
- Le Houérou H.N., Hoste C.H., 1977. Rangeland production and annual rainfall. Relation in the mediterranean basin and in the Africa Sahelo-Sudanian zone., *Journal of range management Vol. 30*, 181-189.
- Lepart J. & Escarre J., 1983. La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bull. Ecol.*, 14 (3), 133-178.
- Levêque C., 2001. Ecologie : de l'écosystème à la biosphère. Dunod Edition, Paris.
- Lindenmayer D.B. & Franklin J.F., 2002. Conserving Forest Biodiversity: a Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington, 351p.
- Lindenmayer D.B. & Luck G., 2005. Synthesis : thresholds in conservation and management. *Biological conservation*. 124, 351-354.
- Liu L.Y., Li X.Y., Shi P.J., Ga S.Y., Wang J.H., Ta W.Q., Song Y., Liu M.X., Wang Z. & Xiao B.L., 2007. Wind erodibility of major soils in the farming-pastoral ecotone of China. *Journal of Arid Environments* 68 , 611-623
- Lockwood J.A. & Lockwood D.R. 1993. Catastrophe theory: a unified paradigm for rangeland ecosystem dynamics. *Journal of Range Management*, 46, 282-288.
- Long G., 1974. Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire, vol.1. Masson, Paris, 252 p.
- Long G., 1985. Analyse de quelques problèmes concrets relatifs aux zones arides et semi-arides en Afrique. In. *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*, Lamotte éd., Masson, Paris, 61-69.
- Mainguet M., 1994. Desertification: Natural background and human mismanagement. 2d edition. Springer Verlag, Berlin, 314 p.
- Mainguet M., 1995. L'homme et la sécheresse. Masson, Paris, 335 p.
- Manjaube A., 1947. La touffe d'alfa. Archives du Gouvernement Général de l'Algérie, Alger, 29 p.
- Manzano M.G. & Na'var J., 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 44, 1-17.
- Mayer A.L. & Rietkerk M. 2004. the dynamic regime concept for ecosystem management and restoration. *Bio Science Vol. 54*, No.11, 1013-1020.
- McAlpine C. A., Fensham R. J. & Temple-Smith D. E., 2002. Biodiversity conservation and vegetation clearance in Queensland: principles and thresholds. *The Rangeland Journal* 24, 36-55.
- Meissner R.A., & Facelli J.H. M., 1999. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of Arid Environments* 42: 117-128
- Mekuria W., Veldkamp E., Haile M., Nyssen J., Muys B. & Gebrehiwot K., 2006. Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray, Ethiopia. *Journal of Arid Environments* 69, 270-284
- Melzi S., 1986. Approche phytoécologique du processus de la désertification dans un secteur présaharien. Messaad-Djelfa., Thèse de Magister. *Univ. Sci. Technol. H. Boumediene*. Alger, 133p.
- Metro M.A., 1947. L'alfa au Maroc. *Revue des eaux et forêts.*, 7, 401-413.
- Milchunas D., Sala O. & Lauenroth W. 1988 . A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am. Nat.* 132, 87-106.
- Milton W. E. J. & Davies R. O., 1947. The yield, botanical and chemical composition of natural hill herbage under manuring, controlled grazing and hay conditions. *Journal of Ecology* 35, 65-95.
- Milton S.J., Dean W.R.J., Plessis M.A. & Siegfried W.R., 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. The escalating cost of declining productivity., *Bioscience* 4 (1), 70-76.
- Nedjraoui D., 1981. Teneurs en éléments biogènes et valeurs énergétiques dans les principaux faciès de la végétation des hautes plaines steppiques de la Wilaya de Saida. *Th. 3ème cycle, Univ. Sci. Tech. H. Boumediène*, Alger. 156p.

- Nedjraoui D., 1990.- Adaptation de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.) aux conditions stationnelles. Contribution à l'étude de fonctionnement de l'écosystème steppique. *Th. Doct., Univ. Sci. Tech.* H. Boumediène, Alger. 256 p.
- Nedjraoui D., Touffet J., 1994. Influence des conditions stationnelles sur la production de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.). *Ecologia Mediterranea* 20(1/2), 67-75.
- Nicholson S.E., Tucker C.J. & Ba M.B., 1998. Desertification, drought, and surface vegetation: an example from the West African Sahel. *Bulletin of the American Meteorological Society* 79.
- Noy-Meir I., 1974. Desert Ecosystems: Higher Trophic Levels. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 5, 195-214.
- O'Connor T.G., 1985. A synthesis of field experiments concerning the grass layer in the savanna regions of Southern Africa. South African National Science Programmes Report 114. CSIR, Pretoria.
- of a seasonally flooded Australian savanna. *Journal of Biogeography* 30.
- Okin G. & Gillette D., 2001. Distribution of vegetation in wind-dominated landscapes: Implications for wind erosion modeling and landscape processes. *Journal of Geophysical Research* 106, 9673-9683.
- Orth D. & Colette M.G., 1996. Espèces dominantes et biodiversité: Relation avec les conditions édaphiques et les pratiques agricoles pour des prairies des marais du Cotentin. *Ecologie* 27(3), 171-189.
- Ozenda P., 1982. Les végétaux dans la biosphère. Doin, Paris, 431p.
- Pettini C., 1992. Stratégies d'échantillonnage prenant en compte différents niveaux de structuration spatiale. Application à deux insectes ravageurs de la châtaigne (*Curculia elephas* et *Cydia splendana*) et à une graminée, l'alfa (*Stipa tenacissima*), *th. Doct. Univ. Claude Bernard. Lyon I*, 331p.
- Pickett S.T.A., 1980. Non-equilibrium coexistence of plants. *Bull. Torrey Bot. Club.* 107, 238-248.
- Pickett S.T.A. & White P. S. (eds.), 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New-York, 472 p.
- Pouget M., 1980. Les relations sols-végétation dans les steppes Sud-Algéroises. *Trav. Doc. ORSTOM., Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille*, 555p.
- PNUE, 1992. World Atlas of Desertification. London: Edward Arnold. 69 pp.
- Pugnaire F.I., Haase P., 1996. Comparative physiology and growth of two perennial tussock grass species in a semi-arid environment. *Ann. Bot.* 77, 81-86.
- Pugnaire F.I., Haase P., Incoli L.D. & Clark S.C., 1996. Response of the tussock grass *Stipa tenacissima* to watering in a semi-arid environment., *Functional ecology* 10, 265-274.
- Puigdefabregas J. & Sanchez G., 1996. Geomorphological implications of vegetation patchiness on semi-aride slopes. In: M.G. Anderson & S.M. Books (eds). *Advances in Hillslope processes* (volume 2), 1028-1060.
- Quezel P., 2000. Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ibis Press, Paris. 117 p.
- Quezel P. & Santa S., 1962-63. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Vol 1-2. CNRS. Paris, 1170p.
- Ramade F., 2006. Des catastrophes naturelles. Dunod. Paris. 258p.
- Rietkerk M., Van Den Bosch F., Van De Koppel J., 1997. Site-specific properties and irreversible vegetation changes in semi-arid grazing systems. *Oikos* 80, 241-252.
- Rognon P., 1993. Désertification et dégradation des sols. Séminaire Med-Campus, n°8 (Medenine).
- Roth G.A., Whitford W.G. & Steinberger Y., 2009. Small mammal herbivory: Feedbacks that help maintain desertified ecosystems. *J. Arid Environ.* 73 : 62-65
- Rozé F. & Lemauiel S., 2004. Sand dune restoration in north Brittany (France) : a 10 year monitoring study. *Restoration Ecology* 12,29-35.
- Ruellan A., 1970. Contribution à la connaissance des sols des régions méditerranéennes : les sols à profils calcaire différencié des plaines de la basse Moulouya. *Thèse doc. Etat, Univ. Strasbourg.* 320p.
- Rutherford M.C., 1980. Annual plant production-precipitation relations in arid and semi-arid regions. *South-Afric. J. Sci.* 76, 53-56.
- Sampson A. W., 1917. Succession as a factor in range management. *Journal of Forestry* 15 , 593-596.
- Sanchez G. & Puigdefabregas J., 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology* 9, 243-260.

- Scheffer M., Carpenter SR., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18, 648-56.
- Schlesinger W. H., Raikes J.A., Hartley A.E. & Cross A.F., 1996. On the Spatial Pattern of Soil Nutrients in Desert Ecosystems. *Ecology* 77, 364-374.
- Schuman, G. E., Reeder J. D., Manley J. T., Hart R. H. & Manley W. A., 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed grass rangeland. *Ecological Applications* 9: 65– 71.
- SER, 1990. Minutes of the annual meeting of the Board of the Directors. Society for Ecological Restoration, Madison, Wisconsin.
- SER, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: *Society for Ecological Restoration*, 13 p.
- Sharp BR. & Whittaker RJ., 2003. The irreversible cattle-driven transformation of a seasonally flooded Australian savanna. *Journal of Biogeography* 30, 783-802.
- Slimani H., 1998. Étude des mécanismes de désertification. Cas de la steppe à alfa (*Stipa tenacissima* L.) de Rogassa des Hautes Plaines occidentales algériennes. *Thèse de magister, Univ. Sci. Technol. Houari Boumediene*, Alger. 123p.
- Slimani H., Aidoud A., Roze F., 2010. 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *Journal of Arid Environments* 74, 685–691.
- Slimani H. & Aidoud A., 2004. Desertification in the maghreb: a case study of an algerian high-plain steppe. In *environmental challenges in a the mediterranean 2000-2050*. Kluwer academic publishers. 93-108.
- Snedecor G.W. & Cochran W.G., 1937. Statistical methodes. The Iowa state university press, Ames, Iowa, USA.
- Suding K.N., Gross K.L. & Houseman G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* vol. 19, 46-53.
- Sullivan S. & Rohde R., 1999. On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing Systems. A critical comment on A. Illius and T. G. O'Connor. On the relevance of non-equilibrium concepts to arid and semi-arid grazing systems. *Ecological Applications* 9, 798-813.
- Tazairt K., 1992. Étude de la variation morphologique, caryologique et électrophorétique de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.) dans trois régions d'Algérie selon un gradient longitudinal. *Thèse de magister, Univ. Sci. Technol. Houari Boumediene*, Alger. 110 p.
- Temperton V.M. & Hobbs R.J., 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: Temperton V.M., Hobbs R.J., Nettle T. & Halle S., eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Washington, DC, USA: Island Press, 34-54.
- Ter Braak C.J. F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167-1179.
- Thomas D.F.G. & Middleton N.J., 1993. Desertification: exploding the myth. John Wiley & Sons, Chichester. 194 p.
- Thurow T.L. & Taylor C.A., 1999. Viewpoint: The role of drought in range anagement. *Journal of Range Management* 52, 413-419
- Tilman D. & El Haddi A., 1992. Drought and biodiversity in grasslands. *Oecologia* 89, 257-264.
- Trabut, L. 1889. Etude sur l'Halfa. Jourdan, Alger, 90 p.
- UNCCD, 2003. The United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) and its Political Dimension. Bonn, 26 May 11p.
- Vallauri D. & Chauvin Ch. 1997. L'écologie de la restauration appliquée à la forêt. *Revue forestière française* 3, 195-203.
- Valone T.J., Meyer M., Brown J.H. & Chew R.M., 2002. Timescale of perennial grass recovery in desertified grasslands following livestock removal. *Conservation Biology* 16, 995-1002.
- Valone T.J. & Sauter P., 2005. Effects of long-term cattle exclosure on vegetation and rodents at a desertified arid grassland site. *Journal of Arid Environments* 61, 161-170

- Van Andel J., Van Baalen J., & Rozun N.A.M.G., 1991. Population ecology of plant species in disturbed forest and grassland habitats. *In: J. Rozema & J.A.C. Verkleij (eds.). Ecological Responses to Environmental stresses*. Kluwer Academic Publishers, Netherland, 136-148.
- Van de Ven T.A.M., Fryrear D.W. & Spaan W.P., 1989. Vegetation characteristics and soil loss by wind. *J. Soil Water Cons.* 44 (4), 347-349.
- Van Der Maarel E. & Sykes M.T., 1993. Small-scale plant species turnover in grasslands : the carousel model and a new niche concept. *J. Sci.* 4, 179-188.
- Verstraete M.M. & Schwartz S.A., 1991. Desertification and global change. *In: A. Henderson-Sellers & A.J. Pitman (eds). Vegetation and climate interactions in semi-arid regions*. Kluwer Academic Publishers, Belgium, 3-13.
- Vetter S., 2005. Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments* 62, 321-341.
- Waggoner P. & Stephens G.R., 1970. Transition probabilities for a forest. *Nature* 225, 1160-1161.
- Walker B. H., 1993. Rangeland ecology: understanding and managing change. *Ambio* 22, 80-87.
- Weiher E., Clarke G.D.P. & Keddy P.A., 1998. Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos* 8, 309-322.
- Weltzin J.F., Archer S.R. & Heitschmidt R.K., 1998. Defoliation and woody plant (*Prosopis glandulosa*) seedling regeneration: potential vs realized herbivory tolerance. *Plant Ecology* 138, 127-135.
- West N.E., 1993. Biodiversity of rangelands. *Journal of range management*, 46 (1), 2-13.
- Westoby M., Walker B. & Noy-Meir I., 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42 (4), 266-274.
- Whal M., 1897. L'Algérie., F. Alcan, Paris, 442 p.
- White P.S. & Pickett S.T.A., 1985. Natural disturbance and patch dynamics : an introduction. *in :The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Éd.: S.T.A. Pickett et P. S. White*. Academic Press, New-York., 3-13.
- Whittaker R.H., 1970. *Communities and Ecosystems*, Macmillan, NY, 162 p.
- Wiens J.A., 1984. On understanding a nonequilibrium world: myth and reality in community patterns and processes. *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence* (eds D.R. Strong, D. Simberloff, L. Abele & A.B. Thistle) Princeton University Press, NJ., 439-458.
- Wigley T.M.L., 1999. The science of climate change: global and U.S. perspectives. Arlington, Virginia: Pew Center on Global Climate Change. 48 p.
- Yahiaoui F., 2005. Etat des lieux de l'écosystème steppique du Sud algérois. Essai d'analyse des facteurs écologiques et des indicateurs socio-économique de la désertification. *mémoire de poste graduation*. USTHB, alger. 103p.
- Zhao H.L., R.L. Zhou R.L., T.H. Zhang T.H. & Zhao X.Y., 2006. Effects of desertification on soil and crop growth properties in Horqin sandy cropland of Inner Mongolia, north China. *Soil & Tillage Research* 87, 175-185.

Listes des figures et tableaux

Liste des figures

Figure 1. Répartition des steppes d'alfa en Algérie (années 1950) et dans le Sud-Oranais (années 1970).

Figure 2. Variabilité inter-annuelle de la pluviosité (mm) de la station d'El Bayadh pour la période 1975-2007.

Figure 3. Diagramme ombrothermique de la station d'El Bayadh.

Figure 4. Localisation du site d'étude (Plateau de Rogassa).

Figure 5. Pluviométrie annuelle (septembre-août) du poste d'El Bayadh (Algérie).

Figure 6. Évolution des moyennes mobiles du couvert végétal global (entre 1993 et 2010) le long du transect de la station de Rogassa.

Figure 7. Évolution du couvert de la végétation pérenne le long du transect de la station de Rogassa 1993-2010.

Figure 8. Évolution du couvert de la végétation éphémère le long du transect de la station de Rogassa 1993-2010.

Figure 9. Évolution de l'épaisseur du sable (entre 1993 et 2006) le long du transect de la station de Rogassa.

Figure 10. Évolution du sable en surface (A) et du sable total dans le sol (B) à l'intérieur de la mise en défens (MD) et à l'extérieur de celle-ci (PL) de la station Rogassa.

Figure 11. Évolution des argiles (A) et de la matière organique (B) à l'intérieur de la mise en défens (MD) et à l'extérieur de celle-ci (PL) de la station Rogassa.

Figure 12. Évolution de *Stipa tenacissima* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa. L'espèce n'apparaît plus dans l'échantillonnage de 2006 et de 2010.

Figure 13. Évolution du *Lygeum spartum* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa.

Figure 14. Évolution de *Salsola vermiculata* (entre 1993 et 2010) le long du transect de la steppe de Rogassa.

Figure 15. Évolution de la richesse floristique (a), de l'indice de Shannon (b) et de l'équitabilité à l'intérieur et à l'extérieur de la mise en défens de la station Rogassa.

Figure 16. Projection des relevés sur le plan 1-2 de l'Analyse des Correspondance Détendancée DCA (DCA) effectuée sur des données 1976 à 2010.

Figure 17. Projection des espèces sur le plan 1-2 de l'Analyse des Correspondances Détendancée (DCA) effectuée sur des données de 1976 à 2010.

Figure 18. Projection des espèces et des variables à la surface du sol et de la pluviosité sur le plan 1-2 de la CCA1 (Analyse Canoniques des Correspondances).

Figure 19. Projection des espèces et des variables à la surface et dans le sol et de la pluviosité sur le plan 1-2 de la CCA2 (Analyse Canoniques des Correspondances).

Figure 20. Objectif des règles d'assemblage en écologie des communautés (d'après Keddy & Weiher 1999). Le labyrinthe portant le point d'interrogation représente les règles d'assemblages qui dépendent de différents filtres représentant les conditions permettant l'intégration d'espèces dans la communauté.

Figure 21. Différentes approches pour l'étude des règles d'assemblages (Temperton et Hobbs, 2004).

Figure 22. Modèles de dynamique selon les approches de Dyksterhuis (1949) et de Westoby et al. (1989).

Figure 23. Concept du model de transitions entre les stades dégradés et non dégradés de l'écosystème et la présence de seuils biotique et abiotique (Whisenant, 1999 in Hobbs & Norton, 2004 (figure modifiée).

Figure 24. Évolution du couvert végétal de la steppe de Rogassa (entre 1976 et 2010) dans la mise en défens (a) et la zone librement pâturée (b) (Aidoud et al, 2011).

Figure 25. Suivi de l'évolution inter-annuelles des Phytomasses aérienne globale, des pérennes et des éphémères de la steppe de Rogassa (entre 1977 et 2010) dans la mise en défens et la zone pâturée.

Figure 26. Relation entre la pluviosité et la production primaire annuelle aérienne (a : espèces dominantes, b : éphémères).

Figure 27. Changement du couvert végétal des principales espèces pérennes dans la steppe d'Alfa. a : parcelle mise en défens; b : terrain pâturé (Aidoud *et al* 2011).

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractères du couvert végétal et de la surface du sol du plateau de Rogassa

Tableau 2. Moyennes mensuelles de pluviométrie Pm (mm) de la station d'El Bayadh pour la période 1975-2007.

Tableau 3. Répartition moyenne saisonnière des précipitations (mm) de la station d'El Bayadh (période 1975-2007).

Tableau 4. Températures moyennes mensuelles d'El Bayadh (période 1976-2006).

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques du sol de la steppe du plateau de Rogassa

Tableau 6. Évolution du couvert végétal des différentes catégories de l'alfa dans les zones non pâturée (MD) et pâturée (ZP) du site de Rogassa.

Tableau 7. Moyennes $\pm$ l'erreur standard du sable en surface, du sable dans le sol, des argiles et de la matière organique aux différentes dates dans les zones protégée et non protégée de la steppe de Rogassa

Tableau 8. Corrélations entre les axes et les variables écologique de la CCA 1.

Tableau 9. Corrélations entre les axes et les variables écologiques de la CCA 2.

Tableau 10. Évolution de la production pastorale totale dans les zones protégée et non protégée de Rogassa

Tableau 11. Évolution de la production pastorale des pérennes dans les zones protégée et non protégée de Rogassa.

Tableau 12. Évolution de la production pastorale des éphémères dans les zones protégée et non protégée de Rogassa.

Annexe 1

Liste floristique

Liste des espèces végétales selon la nomenclature de Quezel et Santa (1962-63)

Code utilisé	Espèce
Aegy	<i>Aegilops triuncialis</i> L.
Agro	<i>Agropyron orientale</i> (L.) R. et S.
AlCu	<i>Allium cupani</i> Raf
AlPa	<i>Allium paniculatum</i> L.
AlGr	<i>Alyssum granatense</i> B & R
ALi	<i>Alyssum linifolium</i> Steph.
Alpar	<i>Alyssum parviflorum</i> Fisch.
AlSc	<i>Alyssum scutigerum</i> Dur
Anac	<i>Anacyclus cyrtolepidioides</i> Pomel
Andr	<i>Androsace maxima</i> L.
ArUn	<i>Argyrolobium uniflorum</i> (Desc.) Jaub. et Spaeh.
Aris	<i>Aristida pungens</i> Desf.
Arca	<i>Artemisia campestris</i> L.
Aha	<i>Artemisia herba-alba</i> Asso
AsCa	<i>Astragalus caprinus</i> L.
Astr	<i>Astragalus</i> msp (thérophytes)
AtCa	<i>Atractylis cancellata</i> L.
Atcd	<i>Atractylis carduus</i> (Forsk.) Chr
AtPh	<i>Atractylis phaeolepis</i> Pomel
AtSe	<i>Atractylis serratuloides</i> Sieb.

Athu	<i>Atractylis humilis</i> L.
AvSt	<i>Avena sterilis</i> L.
Brdc	<i>Brachyapium dichotomum</i> (L.) Mr
Brac	<i>Brachypodium distachyum</i> (L.) P.B
BrRu	<i>Bromus rubens</i> L.
BrSq	<i>Bromus squarrosus</i> L.
BrTe	<i>Bromus tectorum</i> L.
BuMa	<i>Buffonia mauritanica</i> Murb.
BuTe	<i>Buffonia tenuifolia</i> L.
BuSe	<i>Bupleurum semicompositum</i> L.
CaAe	<i>Calendula aegyptiaca</i> Desf.
Card	<i>Carduncellus ilicifolius</i> Pomel
Cent	<i>Centaurea incana</i> Desf.
CeFa	<i>Ceratocephalus falcatus</i> (L.) Pers.
ClAr	<i>Cleome arabica</i> L.
CrVe	<i>Crepis vesicaria</i> L.
CuDi	<i>Cutandia dichotoma</i> (Forsk.) Trab
CuDv	<i>Cutandia divaricata</i> (Desf.) Benth.
Dact	<i>Dactylis glomerata</i> L.
DiHa	<i>Diploaxis harra</i> Boiss.
EcCa	<i>Echinaria capitata</i> (L.) Desf.
EcSp	<i>Echinops spinosus</i> L.
EcPy	<i>Echium pycnanthum</i> Pomel
Epma	<i>Ephedra major</i> Host.
ErHi	<i>Erodium hirtum</i> Desf.
ErTr	<i>Erodium triangulare</i> (Forsk.) Musch.
Eruc	<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Car.

ErIl	<i>Eryngium ilicifolium</i> Lam.
Eufa	<i>Euphorbia falcata</i> L.
EuGu	<i>Euphorbia guyoniana</i> B & R
Evax	<i>Evax argentea</i> Pomel
Feru	<i>Ferula communis</i> L.
Fila	<i>Filago spathulata</i> Presl.
HeAp	<i>Helianthemum apertum</i> Pomel
HeRu	<i>Helianthemum hirtum</i> (L.) Pers.
HeVi	<i>Helianthemum virgatum</i> (Desf.) Pers.
HeFo	<i>Herniaria fontanesii</i> J. Gay
HeHi	<i>Herniaria hirsuta</i> L.
Hibi	<i>Hippocrepis bicontorta</i> Lois.
Hord	<i>Hordeum murinum</i> L.
HyRa	<i>Hypochoeris radicata</i> L.
HiMu	<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> L.
HiSc	<i>Hippocrepis scabra</i> DC.
Iris	<i>Iris sisyrinchium</i> L.
KoPu	<i>Koeleria pubescens</i> (Lamk.) P.B
KoLi	<i>Koelpinia linearis</i> Pallas
Lapp	<i>Lappula redowskii</i> Hrn
LaAC	<i>Launaea acanthoclada</i> M
LaNu	<i>Launaea nudicaulis</i> (L.) Hk
LaRe	<i>Launaea resedifolia</i> O. K.
Leon	<i>Leontodon hispanicus</i> Poiret
LeHi	<i>Leontodon hispidulus</i> (Del.) Boiss.
LiAp	<i>Lithospermum apulum</i> (L.) Vhl
LoMu	<i>Lolium rigidum</i> Gd

Lyge	<i>Lygeum spartum</i> L.
Malc	<i>Malcolmia aegyptiaca</i> Spr
Malv	<i>Malva aegyptiaca</i> L.
MaAe	<i>Matthiola longipetala</i> (Vent,) DC.
MaFr	<i>Matthiola fruticulosa</i> (L.) Mr
MeMi	<i>Medicago msp</i> (thérophytes)
Micr	<i>Micropus bombicinus</i> Lag
MiCa	<i>Minuartia campestris</i> L.
Muri	<i>Muricaria prostrata</i> (Desf.) Dsv
Noae	<i>Noaea mucronata</i> (Forsk.) A & S
Nomi	<i>Nonnea micrantha</i> B & R
OnNa	<i>Ononis natrix</i> L.
OnAc	<i>Onopordon acaule</i> L.
OnAr	<i>Onopordon arenarium</i> (Desf.) Pomel
PaAr	<i>Paronychia arabica</i> (L.) Dc.
PaAg	<i>Paronychia argentea</i> Prlamlk.
PaCa	<i>Paronychia capitata</i> (L.) Lamk.
Pega	<i>Peganum harmala</i> L.
PIAl	<i>Plantago albicans</i> L.
PIPs	<i>Plantago psyllium</i> L.
RaAc	<i>Rhaponticum acaule</i> (L.) Dc.
Reic	<i>Reichardia tingitana</i> (L.) Rth
Rese	<i>Reseda lutea</i> L.
Sals	<i>Salsola vermiculata</i> L.
Salv	<i>Salvia verbenaca</i> (L.) Briq.
ScAr	<i>Scabiosa arenaria</i> Forsk.
ScSt	<i>Scabiosa stellata</i> L.

Schi	Schismus barbatus (L.) Thl
Scle	Sclerocaryopsis spinocarpos (Forsk) Brand,
Scla	Scorzonera laciniata L.
ScUn	Scorzonera undulata Vhl
Sedu	Sedum sediforme Jcqpau
Sene	Senecio gallicus L.
Sily	Silybum marianum (L.) Grt
StLa	Stipa lagascae R & S
Stpa	Stipa parviflora Desf.
Alfa	Stipa tenacissima L.
SyRu	Sisymbrium runcinatum Lag
TeIm	Telephium imperati L.
TePo	Teucrium polium L.
Thym	Thymelaea microphylla Coss. & Dur.
TrPo	Trigonella polycerata L.
VaCo	Valerianella coronata.discoidea Ls
VaEr	Valerianella eriocarpa Dsv
Xera	Xeranthemum inapertum (L.) Mill.
ZiHi	Zizyphora hispanica L.

Annexe 2

Abréviations

Liste des principales abréviations utilisées dans le texte

ANRH. : Agence Nationale de Recherche Hydlaulique

CAMELEO: EU project: Changes in Arid Mediterranean Ecosystems on the Long term and Earth Observation

CCA : Analyse Canonique des Correspondances (Canonical Correspondance Aanalysis)

CCD : Acronyme abrégé de UNCCD

CRBT : Centre de Recherche sur les ressources Biologiques Terrestres (rattaché à l'ONRS)

DCA : Analyse des Correspondances Détendancée (Detrended Correspondance Analysis)

EG : fréquence des éléments grossiers en surface

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

ISN : Institut des Sciences de la Nature actuelle Faculté des Sciences Biologiques

O.N.M. : Office National de la Météorologie

O.N.S. : Office National des Statistiques

ONRS : Organisme National de la Recherche Scientifique (Algérie, 1974-1983)

OSS : Observatoire du Sahara et du Sahel

P : pluviométrie moyenne annuelle

PG: pellicule de glaçage ou de battance

PNUE ou UNEP : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

RG recouvrement global de la végétation

RGPH : Recensement Général de la Population et de l'Habitat (Algérie)

ROSELT: Réseau d'Observation et de Suivi Ecologique à Long-Terme, programme de l'OSS

SER : Society for Ecological Restoration

SERI : Society for Ecological Restoration International = SER

SFq: fréquence du sable en surface

SP : épaisseur de sable en surface

stades alternatifs stables (ASS)

UF : Unité fourragère calculée comme un équivalent énergétique d'1 kg d'orge soit environ 1650 kCal pour les ovins.

UNCCD : Convention des Nations Unies pour la lutte contre la désertification et la sécheresse

URBT : Unité de Recherche sur les ressources Biologiques Terrestres (rattachée à l'USTHB à partir de 1983)

USTHB : Université des Sciences et Techniques Houari Boumédiène, Bab Ezouar (Alger)

(*Stipa tenacissima* L.). آليات التصحر في السهوب العليا الجزائرية : حالة سهوب الحلفة

ملخص:

هذا التصحر يطرح تصحر مراعي السهوب القاحلة هي واحدة من المشاكل الأساسية للتنمية في جنوب البحر الأبيض المتوسط بصفة خاصة قضايا ترميم وتسيير هذه النظم الايكولوجية التي تعرضت في معظم الحالات الى الرعي الجائر على مدى عقود. وقد اقترحت عدة نماذج مختلفة لشرح ديناميكيات النظم الايكولوجية القاحلة ومنها الأصل، الأسباب و ميكنزمات التغيير التي هي غالبا ما تكون معروفة قليلا أو غير معروفة. رصد على المدى الطويل والمعرفة من تاريخ النظام الإيكولوجي المندھورة ، غالبا ما كانت متقدمة باعتبارها أفضل طريقة لفهم هذه التغييرات ، وخصوصا لتحديد إشارات للتحكم في إعادة تأهيل النظام الإيكولوجي. في هذه (كانت تمثل النوع النباتي السائد، ولقد ثبت أنها *Stipa tenacissima* الحالة ، فإن النظام القائم هو في السهوب القاحلة أين الحلفة "حجر الزاوية" وجها لوجه مع التكوين النوعي و ظروف التربة. خمسة وثلاثين عاما خصصت لمراقبة وسمحت بتقييم هذا النظام البيئي وتبسيط الضوء على أهمية التقلبات نتيجة لتغير المناخ فيما يتعلق بالغطاء النباتي والتربة الناجم عن الإفراط في الرعي الغنم. نتائج هذه الدراسة تسمح لنا بمناقشة النماذج الديناميكية القائمة وتقديم مقترحات بالنسبة لعمليات التأهيل وأساليب التسيير الجديد الموصى بها في سهوب الجزائر.

السهوب ، الحلفة ، التصحر ، رصد طويل الأجل، الجفاف، الرعي، ديناميكيات التربة ، المحمية ، ، رال جزائري الكلمات الرئيسية : ترميم .

Mechanisms of desertification of the High Plains steppe of Algeria: the case of the alfa (*Stipa tenacissima* L.) steppe.

Abstract :

Desertification of arid rangeland is one of the main development concerns in the southern Mediterranean. Restoration and management of these ecosystems are an acute issue, which has been subjected to overgrazing for decades in most cases. Many models have been developed to explain the dynamic of the arid system where origin, causes and mechanisms of change are often unknown. The long-term monitoring and history of a degraded ecosystem have often been put forward as the best way to understand these changes and to define guidelines for rehabilitation actions of the ecosystem. The reference system is an arid steppe in which "alfa" (*Stipa tenacissima* L.) was the dominant specie and has been recognized as "key-stone" species toward the specific composition and soil conditions. Thirty-five years of monitoring have led to assess changes in vegetation and soil caused by sheep overgrazing under interannual long run climate variability. Results led to discuss the existing dynamic models and potential rehabilitation processes and management approaches of the Algerian steppes.

Keywords: Algeria, Steppe, *Stipa tenacissima*, desertification, long term monitoring, drought, grazing, soil, dynamics, exclosure, restoration.