EVALUATION DES EFFETS DU CONTROLE DE PATURAGE DANS DES PARCOURS STEPPIQUES ARIDES EN ALGERIE

N. Salemkour, Ahmed Aidoud, K. Chalabi, A. Chefrour

▶ **To cite this version:**

N. Salemkour, Ahmed Aidoud, K. Chalabi, A. Chefrour. EVALUATION DES EFFETS DU CONTROLE DE PATURAGE DANS DES PARCOURS STEPPIQUES ARIDES EN ALGERIE. Revue d'Écologie, 2016, 71 (2), pp.178–191. 10.3406/revec.2016.1839 . hal-01518192

HAL Id: hal-01518192

https://univ-rennes.hal.science/hal-01518192

Submitted on 24 Mar 2023

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

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

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)

Évaluation des effets du contrôle de pâturage dans des parcours steppiques arides en Algérie

Nora Salemkour, Ahmed Aidoud, Khadidja Chalabi, Azzedine Chefrour

Citer ce document / Cite this document :

Salemkour Nora, Aidoud Ahmed, Chalabi Khadidja, Chefrour Azzedine. Évaluation des effets du contrôle de pâturage dans des parcours steppiques arides en Algérie. In: Revue d'Écologie (La Terre et La Vie), tome 71, n°2, 2016. pp. 178-191;

doi : https://doi.org/10.3406/revec.2016.1839

https://www.persee.fr/doc/revec_0249-7395_2016_num_71_2_1839

Fichier pdf généré le 29/11/2022

creative commons

Abstract

Assessment of the effects of the control of grazing system in grazed arid steppic rangelands in Algeria.

Facing the degradation that the steppe in Algeria suffered, the grazing system using deferred grazing, introduced recently, is an effective means to control and manage the grazed ecosystems of steppic rangelands. Three sites have been studied to assess in each of them, the effects of the managed grazing on ecosystem in comparison to the free grazed ones. The composition and plant species diversity, surface soil conditions and forage quality in controlled areas, showed improvement compared with the freely grazed land. In the present work and usually regarding similar assessment tasks, conditions and sampling design are dictated by a request made much later after the grazing management set-up. The need of such a management in the arid rangelands and the sampling method are discussed.

Résumé

Face à la dégradation dont souffre la steppe en Algérie, la mise en repos, introduite récemment, représente un moyen efficace de contrôle et de gestion des écosystèmes pâturés des parcours steppiques arides de cette région. Trois sites ont été étudiés en vue d'évaluer dans chacun d'eux les effets de l'exclusion du pâturage suivie d'une gestion en pâturage contrôlé par rapport à un usage libre. La composition et la diversité floristique de la végétation, l'état de surface du sol et la qualité fourragère des espaces contrôlés, montrent une amélioration par rapport aux terrains pâturés librement. La nécessité d'un tel aménagement dans les parcours steppiques arides ainsi que la méthode d'échantillonnage dans ce genre d'évaluation sont discutées.

BY: $ = creative commons

Revue d'Ecologie (Terre et Vie), Vol. 71 (2), 2016 : 178-191

ÉVALUATION DES EFFETS DU CONTRÔLE DE PÂTURAGE DANS DES PARCOURS STEPPIQUES ARIDES EN ALGÉRIE

N. SALEMKOUR[1,2], A. AIDOUD[2,3*], K. CHALABI[2] & A. CHEFROUR[4]

[1] Département de Biologie, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Badji Mokhtar. Annaba, Algérie. E-mail: salemkour_bio@yahoo.fr

[2] Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (CRSTRA). Biskra, Algérie. E-mail: k_chalabi@yahoo.fr.

[3] UMR Ecobio, Université de Rennes 1. France

[4] Département de Biologie, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Mohamed Cherif Messaadia. Souk Ahras (41000) Algérie. E-mail: azchefrour@yahoo.fr

* Pour la correspondance: ahmed.aidoud@gmail.com

SUMMARY.— *Assessment of the effects of the control of grazing system in grazed arid steppic rangelands in Algeria*.— Facing the degradation that the steppe in Algeria suffered, the grazing system using deferred grazing, introduced recently, is an effective means to control and manage the grazed ecosystems of steppic rangelands. Three sites have been studied to assess in each of them, the effects of the managed grazing on ecosystem in comparison to the free grazed ones. The composition and plant species diversity, surface soil conditions and forage quality in controlled areas, showed improvement compared with the freely grazed land. In the present work and usually regarding similar assessment tasks, conditions and sampling design are dictated by a request made much later after the grazing management set-up. The need of such a management in the arid rangelands and the sampling method are discussed.

RÉSUMÉ.— Face à la dégradation dont souffre la steppe en Algérie, la mise en repos, introduite récemment, représente un moyen efficace de contrôle et de gestion des écosystèmes pâturés des parcours steppiques arides de cette région. Trois sites ont été étudiés en vue d'évaluer dans chacun d'eux les effets de l'exclusion du pâturage suivie d'une gestion en pâturage contrôlé par rapport à un usage libre. La composition et la diversité floristique de la végétation, l'état de surface du sol et la qualité fourragère des espaces contrôlés, montrent une amélioration par rapport aux terrains pâturés librement. La nécessité d'un tel aménagement dans les parcours steppiques arides ainsi que la méthode d'échantillonnage dans ce genre d'évaluation sont discutées.

La désertification des terres arides est une préoccupation mondiale qui n'a jusqu'à maintenant trouvé que très peu de solutions (Grainger, 2015). Elle est définie comme « la dégradation des terres dans les zones arides, semi-arides et sub-humides sèches par suite de divers facteurs, parmi lesquels les variations climatiques et les activités humaines » (UNCCD, 1994). Durant les quatre dernières décennies, les parcours des Hautes Plaines steppiques en Algérie ont été très fortement dégradés (Aidoud *et al.*, 2006 ; Nedjraoui & Bedrani, 2008) dans un contexte économique, social et politique en changement.

Les analyses phytoécologiques effectuées depuis les années 1950 (*e.g.* Ozenda,1954 ; Celles, 1975 ; Djebaili, 1978 ; Pouget, 1980) ont dressé les patrons d'assemblage et de distribution des groupements steppiques et de leur milieu. Des travaux se sont orientés vers des investigations sur le fonctionnement depuis les années 1970 (Aidoud, 1989 ; Nedjraoui, 1990). La surveillance continue a fait ressortir l'importance de la variabilité saisonnière et interannuelle du fonctionnement dans les principaux écosystèmes steppiques (Aidoud, 1989). La surveillance sur des gradients de pression pâturage ont, autour de ces sites, permis de mesurer l'importance des effets du surpâturage sur la dynamique de la végétation et du sol (Zemiti, 2001 ; Slimani *et al.*, 2010). En moins de 10 ans, par exemple, dans le site de surveillance d'Alfa (*Stipa tenacissima*), le

couvert des pérennes s'est réduit de 57 %, la matière organique de 23 à 63 % et les argiles et limons fins entre 28 et 87 % selon les niveaux de prélèvement (Aidoud *et al.*, 1999). La destruction de *S. tenacissima* dominante (Aidoud & Touffet, 1996) s'est accompagnée de l'extinction de plusieurs espèces et l'installation de nombreuses autres favorisées par la présence d'animaux et l'ensablement accrus. Des processus de dégradation mais légèrement différents ont été décrits également dans les steppes de sparte et d'armoise (Aidoud *et al.*, 2011 ; Lahmar-Zemiti & Aidoud, 2016).

Durant des siècles, la région de la steppe, a connu un élevage pastoral ovin comme usage dominant (Boukhobza, 1982 ; Bedrani, 1994). Selon les statistiques algériennes, 60 à 80 % du cheptel ovin est élevé dans la steppe. Entre les années 1960 et 2000, ce cheptel a été multiplié par quatre. Cette croissance, parmi les plus rapides dans le Nord de l'Afrique, s'est déroulée dans un contexte de régression des ressources fourragères naturelles durant l'une des plus longues périodes de déficit pluviométrique à l'échelle du siècle et avec une production de fourrage steppique évaluée à moins de 30 % des besoins du cheptel (Boutonnet, 1991 ; Aidoud *et al.*, 2006).

Le facteur principal de dégradation des parcours steppiques en Algérie est ainsi le surpâturage dont l'efficience est exacerbée durant les périodes sèches. Depuis les années 1970, la disponibilité d'aliments de bétail subventionnés par le gouvernement, s'ajoutant à celle des transports et des soins vétérinaires (Bensouiah, 2003 ; Khaldi, 2014) ont permis une pression pastorale presque permanente sur ces parcours. Les cultures, essentiellement céréalières, qui ont demeuré longtemps marginales sont en extension, réduisant les espaces destinés au pâturage transhumant (Bencherif, 2011). Un des effets de cette évolution est le changement d'usage des plantes pérennes steppiques. *S. tenacissima* en est l'exemple typique. Marquant encore le paysage durant les années 1970, les « mers » d'alfa de glacis ont pratiquement disparu par surpâturage (Aidoud & Nedjraoui, 1992 ; Aidoud & Touffet, 1996).

L'Algérie, afin de faire face à la dégradation des parcours steppiques, a engagé des projets d'aménagements pastoraux dès les années 1960 et 1970 mais dont les résultats n'ont pas été à la hauteur des attentes, voire avec des effets pervers (Bensouiah, 2003). Créé en 1981, le HCDS (Haut-Commissariat au Développement de la Steppe) est chargé de promouvoir une gestion durable des parcours pastoraux steppiques. D'après le HCDS, sur un total de 15 à 20 millions d'hectares de parcours, environ 50 % sont dégradés à très dégradés (10 %). L'approche actuelle du HCDS dans ces steppes dégradées a été de procéder à une restauration passive par interdiction de pâturage durant quelques années. Leur réouverture au pacage contrôlé, par la suite, utilise une démarche alternant durant une même année pâturage et repos. Cette pratique connue sous le nom de pâturage différé, a été décrite en Écosse par James Anderson au XVIIIème siècle (Voisin, 1957). Presque abandonnée dans les steppes d'Algérie, cette pratique est très ancienne et a été la plus utilisée traditionnellement dans les parcours pastoraux arides africains. C'est le « ngitili » en Tanzanie (Selemani *et al.*, 2013), « mahmia » au Moyen-Orient, « gdal » ou « h'ma » au Maghreb.

De nombreux travaux ont décrit les effets positifs du contrôle de pâturage, en particulier sur la biodiversité et les propriétés du sol, dans les milieux arides ou semi-arides : dans le Nord de l'Afrique en général (Le Houérou, 1969 ; Le Floc'h, 2001), en Algérie (Amghar *et al.*, 2012), en Tunisie (Floret & Pontanier, 1982 ; Chaieb, 1989 ; Bendali *et al.*, 1990 ; Le Floc'h *et al.*, 1995 ; Ouled Sidi Mohamed *et al.*, 2002 ; Ferchichi & Abdelkebir, 2003 ; Abdallah *et al.*, 2012), au Maroc (Acherkouk & El Houmaizi, 2013), en Afrique, dans le Nord de l'Ethiopie (Yayneshet *et al.*, 2009 ; Mengistu *et al.*, 2005), dans le N.-W. de la Tanzanie (Selemani *et al.*, 1913). Cependant, ce contrôle du pâturage impose la limitation de la mobilité du cheptel, caractéristique du nomadisme et de la transhumance. Cette mobilité est considérée (Westoby *et al.*, 1989 ; Thébaud & Batterbury, 2001 ; Folke *et al.*, 2005) comme une stratégie adaptative vitale et « opportuniste » pour l'utilisation optimale des ressources fourragères. Avec des ressources faibles et dispersées dans l'espace et dans le temps, le déplacement des animaux serait obligatoire, bien

adapté et ne nuirait pas à l'intégrité des écosystèmes (*e.g*. Ellis & Swift, 1988 ; Behnke & Kerven, 1994). Pour Bailey & Brown (2011), le fourrage serait limité par les précipitations plutôt que par la fréquence de pâturage et la mise au repos ne serait pas toujours utile. Cette controverse soulevée depuis des décennies (Briske *et al*., 2011), est alimentée également par les éleveurs transhumants habitués à l'exploitation collective et quasi-libre des parcours steppiques.

L'objectif du présent travail est l'évaluation des effets des pratiques de mises au repos et de pâturage différé dans trois parcours steppiques du Centre-Ouest de la steppe en Algérie. Il s'agit d'abord d'une demande des gestionnaires pour fournir une aide à la décision en vue de contrôler la mise en œuvre des actions. La demande d'évaluation arrivant tardivement par rapport au démarrage de ces actions, il s'agit également de discuter l'efficacité et l'utilité de tels aménagements et l'approche pour une telle évaluation.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

L'étude a porté sur trois sites steppiques sur glacis répartis le long d'un gradient d'aridité entre Aflou et Laghouat, stations météorologiques les plus proches, avec respectivement 294 mm et 157 mm de pluviométrie annuelle moyenne (Tab. I). Dans chacun des sites, deux steppes mitoyennes ont été échantillonnées, l'une soumise à un pâturage aménagé (A) et l'autre à un pâturage libre (L).

TABLEAU I.

Localisation et conditions pluviométriques des sites d'étude

	Latitude/Longitude	Altitude (m)	Pmoy (mm.an^{-1})	cv	Étage climatique	P(2011-12)
Laghouat	33,797°/02,870°	750	157	43%	Aride inférieur frais	162 mm
Aflou	34,112°/02,099°	1400	292	35%	Semi-aride inférieur froid	418 mm*

- Site **H** (El-Houaita, 33,63 N ; 2,48°E). Il s'agit d'un parcours steppique à Remth (*Arthrophytum scoparium*), à une altitude moyenne de 920 m et à 40 km à l'Ouest de Laghouat. Il comporte deux unités : HA est un parcours de 3000 ha mis en défens pour une restauration passive en 2003 et géré par pâturage différé depuis 2008 ; HL est un parcours soumis à un pâturage libre.
- Site **S (**Sidi Bouzid, 34,33°N ; 2,26°E.). Il s'agit ici d'une steppe semi-aride d'Alfa (*Stipa tenacissima*) des Hautes Plaines steppiques à 30 km au N.-E. d'Aflou et à 1300 m d'altitude avec un terrain (SA) de 2500 ha placé en restauration passive en 1995, aménagé depuis 1999. La steppe mitoyenne SL est un parcours libre.
- Site **G** (Gueltet Sidi Saad, 34,2°N ; 1,96°E) proche du précédent (altitude d'environ 1100), est une steppe d'Alfa et d'Armoise blanche (*Artemisia herba-alba*). L'unité GA de 3100 ha, mise en défens à partir de 2003, a été mise sous pâturage aménagé à partir de 2008. La deuxième unité GL est un parcours libre.

Dans les steppes arides centrales et occidentales en Algérie, la continentalité et l'altitude élevée créent des conditions de fonctionnement relativement rudes en raison du froid de l'hiver et de la chaleur et la sécheresse de l'été. Au plan fonctionnel et spécifiquement dans ces conditions, les plantes sont divisées en pérennes (ou *arido-actives*) et éphémères (ou *arido-passives*) *sensu* Noy-Meir (1973) et Evenari (1985). Les premières maintiennent des organes photosynthétiques en période sèche alors que les deuxièmes, entrant en dormance, sont soit des thérophytes soit des petites vivaces dont la partie épigée se dessèche (herbacées) ou qui perd ses feuilles (petites chaméphytes). La nomenclature botanique utilisée est celle de Quézel & Santa (1962-1963).

L'état écologique est évalué sur la base d'un certain nombre de fonctions ou attributs vitaux de l'écosystème tels que l'édaphisme, la biodiversité et la production fourragère. Pour ces fonctions, les indicateurs utilisés sont :

- les caractères de surface en tant qu'indicateurs édaphiques ;
- la composition et la diversité spécifique ;
- le couvert (ou fréquence) global ou par espèce dont la corrélation a été testée avec la biomasse au pic de végétation, avec l'indice valeur pastorale (*cf. infra*) ainsi qu'avec la pluviométrie.

Les modèles utilisés pour ces relations fonctionnelles ont été extraits des résultats du suivi à long terme obtenus par Aidoud (1989).

ÉCHANTILLONNAGE

Dans chacun des trois sites et à l'optimum de végétation (avril 2012), 20 placettes, prises au hasard, ont été échantillonnées : 10 à l'intérieur de l'espace aménagé et 10 à l'extérieur dans l'espace mitoyen, ouvert au libre pacage.

L'évaluation part ici de l'hypothèse d'une homogénéité de l'état écologique initial dans les espaces aménagés et dans ceux maintenus sous pâturage libre. Le principe retenu dans le présent travail pour l'évaluation est ainsi de comparer dans ces deux espaces l'état de la végétation, la diversité végétale et les états de surface.

Chaque relevé a été réalisé sur une surface de 1,6 x 20 m, soit 32 m², aire optimale retenue dans la végétation steppique du Sud-Oranais (Bouakkaz, 1976). La technique linéaire par points **(**Daget & Poissonnet, 1971) a été utilisée pour évaluer l'état du couvert végétal et, en l'absence de végétaux, les autres éléments de la surface du sol : litière (LIT), éléments grossiers (ELG, taille > 2mm), sol nu ou pellicule de glaçage (PEL) et sable (SAB). La présence d'un de ces éléments est notée tous les 10 cm le long d'un ruban gradué de 20 m tendu au-dessus de la végétation, soit 200 points de lecture. La liste de présence des espèces est complétée dans l'ensemble des 32 m².

La fréquence relative de chaque élément (espèce végétale ou élément du sol nu) par rapport aux 200 points d'observation de chaque relevé est assimilée au recouvrement de cet élément. Le recouvrement global de la végétation (RG) est égal à la fréquence de points de végétation.

La contribution d'une espèce i (CS_i), par rapport à la somme des fréquences de l'ensemble des espèces, est assimilée à la probabilité de présence de cette espèce p_i laquelle est utilisée pour calculer l'indice de diversité de Shannon H' :

$$H' = - \Sigma p_i * \log_2 p_i$$

L'indice d'équitabilité EQ (Piélou, 1966) :

$$EQ = H'/H'_{max}$$

avec $H'_{max} = \log_2 S$ et S le nombre d'espèces (ou richesse) de chaque relevé.

Cet indice représente une valeur relative par rapport à la diversité maximale et permet de mieux comparer plusieurs stations. Il sera exprimé en pourcentage et utilisé seul dans les analyses.

La qualité de l'offre fourragère est exprimée par l'indice de valeur pastorale (IVP) sur la base de l'indice de qualité Is_i affecté à chaque espèce pérenne selon son appétibilité. Is est un « score » allant de 1 (plante non consommée) à 10. Un score moyen de 6 a été utilisé pour toutes les éphémères. L'affectation des indices a été établie sur une base bibliographique (Le Houérou & Ionesco, 1973), complétée par des enquêtes auprès des éleveurs et par nos propres observations (Aidoud, 1989). Pour chaque relevé, est calculée une valeur IVP :

$$IVP = 0,1 * \Sigma Cs_i * Is_i$$

Cette formule, ayant été établie (Daget & Poissonnet, 1972) pour des prairies avec un couvert souvent proche de 100 %, le biais dû au sol nu est négligeable. Pour la végétation steppique dont le couvert dépasse rarement 50 %, la formule a été adaptée en introduisant une pondération (Aidoud *et al.*, 1983) comme suit :

$$IVP = 0,1 * RG * \Sigma Cs_i * Is_i \quad \text{(avec RG sous sa forme décimale} \leq 1)$$

L'indice IVP permet d'évaluer la production fourragère qui lui est corrélée ($p < 0,001$) selon un ajustement logarithmique (modèle puissance) établi par Aidoud (1989) intégrant 579 stations steppiques du Centre-Ouest.

ANALYSES STATISTIQUES

En vue d'une visualisation de la distribution des différents sites étudiés une analyse des données floristiques a été réalisée par NMDS (*non-metric multidimensional scaling*), une analyse par positionnement multi-dimensionnel non-paramétrique qui permet une ordination basée sur une matrice de dissimilarité entre les objets analysés. Il s'agit d'une statistique de rangs par ordre de distance. NMDS est reconnue comme une technique efficace pour les données ne suivant pas une distribution définie. Elle peut utiliser différents indices et des variables qualitatives, quantitatives ou mixtes. Dans le cas présent, NMDS utilise l'indice de distance de Bray-Curtis/Sorensen et la fonction *metaMDS* du package *Vegan* sous R version 3.2.3. (http://r-forge.r-project.org/projects/vegan; Oksanen, 2013). La valeur « stress » mesure la différence entre les distances dans l'espace réduit obtenu par l'ordination et celles dans l'espace pluridimensionnel d'origine. Les valeurs de stress élevées (> 0,35) indiquent la possibilité que les objets soient disposés de façon aléatoire et sans relation avec leurs positions d'origine (Clarke, 1993). La fonction *envfit* du package *Vegan* permet d'intégrer les variables (ou vecteurs ou gradients environnementaux) dans l'ordination comme aide à l'interprétation. Les vecteurs sont représentés par des flèches dont la pointe est orientée dans la direction des changements les plus rapides pour la variable considérée (intensité du gradient) et la longueur est proportionnelle à la corrélation entre l'ordination et cette variable (longueur du gradient).

Afin de dresser un tableau floristique montrant les assemblages d'espèces à travers les trois sites, une classification hiérarchique a été réalisée à l'aide du programme TWINSPAN intégré dans le logiciel Juice (Tichý, 2002).

Les comparaisons des paramètres évalués dans le pâturage sous contrôle et libre dans chaque site ont été réalisées à l'aide du test de Student.

RÉSULTATS

Un total de 90 espèces a été relevé dans les trois sites. L'analyse a porté sur une matrice de 60 relevés sur 81 espèces (*cf.* Annexe). Les espèces de faible fréquence (< 3 %) dans chaque relevé et présentes qu'une seule fois dans l'ensemble des relevés, ont été éliminées. Ceci a permis, après plusieurs essais, d'obtenir une ordination moins dispersée et de meilleure valeur de stress (0,21).

L’analyse NMDS ne donne que les deux premiers axes (Fig. 1). L’axe 1 distingue, sur la base de la composition floristique, le site H (partie négative) des deux autres sites (S et G).

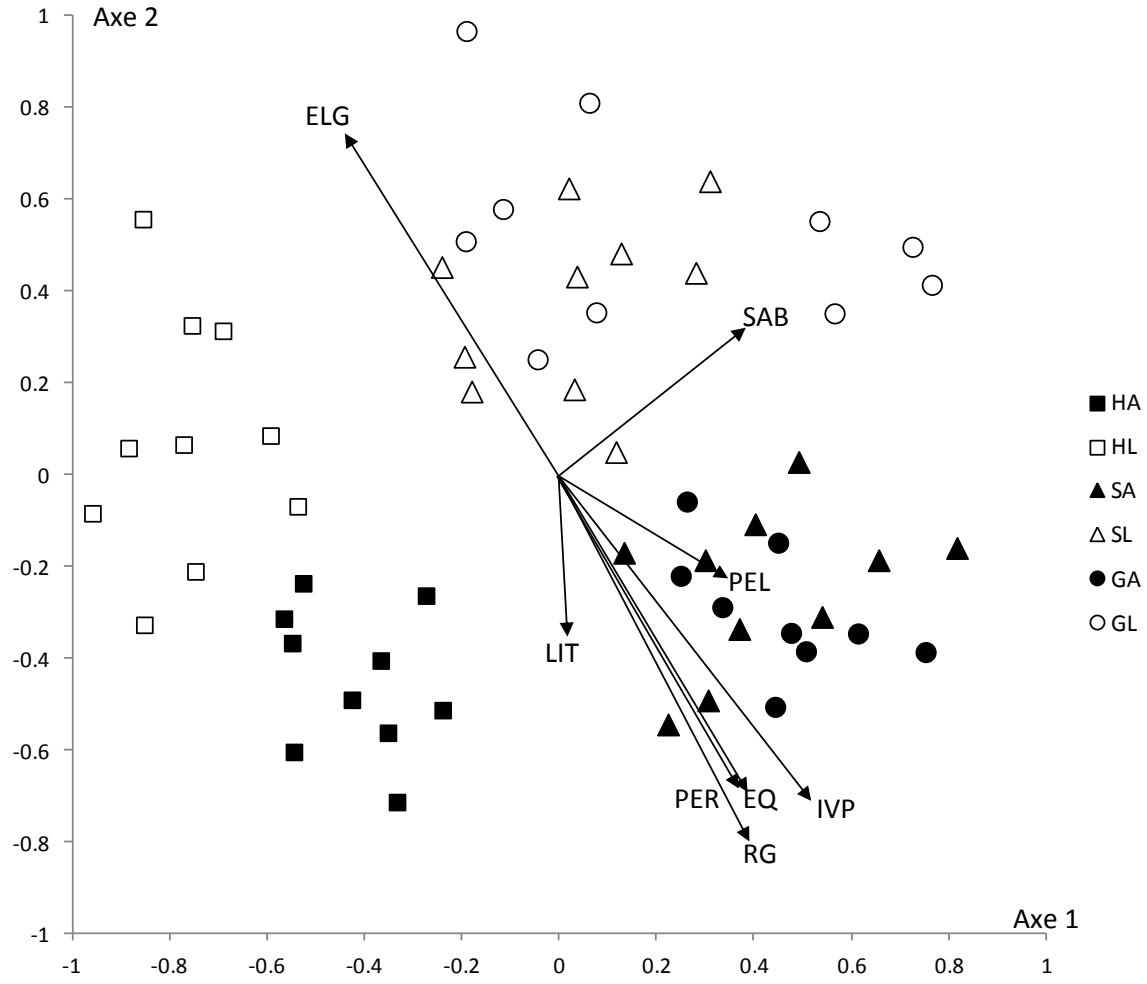


Figure 1.— NMDS relevés-espèces en présence absence. Distribution des relevés dans les différents sites et modalités d’usage.
Les figurés pleins correspondent aux parcours contrôlés pour les trois sites : El Houeita = HA, Sidi Bouzid = SA et Gueltet = GA. Les autres figurés correspondent aux parcours libres respectivement HL, SL et GL. Les flèches correspondent aux variables introduites dans l’analyse : litière (LIT), éléments grossiers (ELG), sol nu ou pellicule de glaçage (PEL), sable (SAB), couvert végétal global (RG), couvert des pérennes (PER), indice de diversité-équitabilité (EQ) et la valeur pastorale (IVP). La flèche dont la pointe donne la position de la variable exprime l’importance et le sens de la corrélation de cette variable avec les éléments de l’ordination.

Au sein de chaque site, l’analyse sépare, selon l’axe 2, les parcours aménagés dans la partie négative et libres dans la partie positive de l’axe 2 pour la plupart.

Les variables des états de surface, de diversité et de valeur pastorale présentent toutes une corrélation significative (Tab. II), ce qui indique leur intervention significative dans l’ordination des stations échantillonnées et des sites.

Le vecteur « éléments grossiers » s'orientant vers HL et celui de l'ensablement plutôt vers GL, les autres variables sont orientées vers les espaces aménagés avec les indicateurs litière, diversité, couvert végétal et valeur pastorale. Les variables pellicule (PEL) et litière (LIT) présentent des corrélations moins significatives ($0,05 < p < 0,01$).

Le tableau floristique (Annexe) obtenu par classification, donne une vue générale de la répartition des espèces à travers les trois sites. Ce tableau, comme la figure 1, distingue le site H par rapport aux deux autres et place les espaces aménagés (A) de l'ensemble des sites en position centrale. Notons que près de 30 % des espèces sont communes aux sites H, S et/ou G. 25 % sont exclusives des espaces aménagés. Sans être exclusives, d'autres espèces parmi les plus fréquentes, comme *Stipa parviflora*, *Argyrolobium uniflorum*, *Anacyclus cyrtolepidioides* et *Plantago albicans*, montrent une abondance plus grande dans ces espaces.

TABLEAU II

Corrélation des variables introduites dans l'analyse NMDS

Variable	r^2	Signif.
LIT	0.1184	*
PEL	0.1642	*
SAB	0.2469	***
ELG	0.7559	***
RG	0.7785	***
PER	0.5937	***
EQ	0.5890	***
IVP	0.7575	***

Pour la légende voir Fig. 1. Signification des corrélations: * = $p < 0,05$;** = $p < 0,01$;*** = $p< 0,001$

TABLEAU III

Comparaison des moyennes (entre A et L) pour l'ensemble des variables utilisées

	HA	HL	diff.	SA	SL	diff.	GA	GL	diff.
Richtot	16 ± 1	10 ± 1	***	22 ± 3	12 ± 1	***	29 ± 1	13 ± 1	***
Richeph	13 ± 1	8 ± 1	***	18 ± 2	10 ± 1	***	25 ± 1	10 ± 1	***
H	3,1±0.1	2,9 ± 0.3	ns	3,5 ± 0.2	3,2 ± 0.2	**	3,7 ± 0.2	3,1 ± 0.2	**
EQ	78 ± 2	86 ± 4	*	79 ± 3	88 ± 4	**	76 ± 3	84 ± 4	*
LIT	7 ± 2	7 ± 1	ns	7 ± 2	6 ± 2	ns	9 ± 2	5 ± 1	*
PEL	6 ± 2	6 ± 1	ns	13 ± 1	7 ± 1	***	8 ± 2	5 ± 2	*
ELG	24 ± 1	59 ± 2	***	5 ± 1	56 ± 2	***	5 ± 2	53 ± 2	***
SAB	4 ± 2	7 ± 2	ns	8 ± 1	7 ± 2	ns	9 ± 3	10 ± 1	ns
IVP	23 ± 1	9 ± 1	***	29 ± 1	14 ± 1	***	31 ± 1	14 ± 1	***
RG	59 ± 1	22 ± 1	***	68 ± 1	24 ± 1	***	69 ± 1	28 ± 2	***
PER	24 ± 2	10 ± 2	***	31 ± 6	9 ± 2	***	28 ± 5	10 ± 2	***
EPH	35 ± 1	12 ± 2	***	37 ± 5	15 ± 3	***	41 ± 4	18 ± 3	***

Les moyennes sont données avec leur intervalle de confiance ($p = 0,05$). Richtot : richesse floristique totale ; Richeph : richesse en espèces éphémères ; H : indice de diversité (Shannon) ; EQ : équitabilité (%) ; fréquences des éléments de surface (%) : LIT : litière ; PEL : pellicule de battance ; ELG : éléments grossiers ; SAB : sable ; IVP : indice de valeur pastorale ; fréquences / recouvrement de la végétation : RG: total vegetation ; PER : des pérennes ; EPH : des éphémères. Sites : El Houeita (H) ; Sidi Bouzid (S) et Gueltet (G). Mode de gestion : A : aménagement avec pâturage différé ; L : pâturage libre. Signification de la différence (diff.) *** : $p <0,001$; ** : $p <0,01$; * : $p < 0,05$; ns : non significatif ($p >= 0,05$).

Dans chacun des sites, la comparaison des espaces A et L (Tab. III) montre des différences significatives pour les variables exprimant la richesse spécifique, la densité ou la valeur pastorale. Le recouvrement global et ceux des pérennes et des éphémères sont toujours significativement

plus élevés dans les steppes aménagées. La richesse spécifique montre les mêmes différences ainsi que la valeur pastorale. Dans l'ensemble des situations, le tapis végétal est dominé par les éphémères. Les seules espèces pérennes relevées en quantité appréciables sont : *A. scoparium* (8 ± 4 % dans HA et 7 ± 4 % dans HL $p > 0,05$), *S. tenacissima* (16 ± 3 % dans SA et 5 ± 2 % dans SL $p < 0,01$, 18 ± 2 % dans GA et 7 ± 2 % dans GL $p < 0,01$) et *A. herba-alba* (8 ± 4 % dans SA et 0 dans SL, 7 ± 4 % dans GA et négligeable dans GL).

Parmi les éléments de surface, la couverture sableuse ne présente aucune différence significative dans chacun des sites. La différence la plus significative est celle des éléments grossiers.

DISCUSSION

En vue de réduire l'intensité du pâturage et la dégradation qui s'en suit, de nouveaux modes de gestion pastorale ont été introduits dans les parcours steppiques en Algérie. Dans ce travail, l'efficacité des modes de pâturage mis en place par le HCDS en Algérie, a été évaluée par l'analyse de la composition floristique et de l'état de la végétation, des éléments de surface, et de l'offre fourragère dans trois parcours.

Les analyses floristiques semblent conformes aux situations éco-climatiques des sites et des usages respectifs (Le Houérou, 1969 ; Djébaïli, 1978). La particularité du site H vient de sa situation relativement plus aride. La différence moins importante dans ce site entre les situations A et L, peut s'expliquer par le fait que l'espèce dominante (*A. scoparium*) est faiblement broutée par rapport à l'alfa et l'armoise (Le Houérou & Ionesco, 1973). Ces deux dernières espèces montrent une différence significative entre espaces A et L. L'armoise aurait disparu à l'extérieur des terrains aménagés. De nombreuses espèces, indicatrices de bonnes conditions écologiques dans ces régions, y compris des steppes arborées et des matorrals (Aidoud-Lounis, 1997), sont nettement plus abondantes dans les espaces contrôlés. Parmi ces espèces, *Atractylis phaeolepis*, *Dactylis glomerata*, *Sedum sediforme* ou *Xeranthemum inapertum*. Elles ont été parmi les premières à s'éteindre suite à la destruction de *S. tenacissima* dominante (Aidoud, 1994) dans le site de surveillance continue.

Dans les parcours arides, une charge animale modérée est toujours plus favorable car elle permet plus de résilience et moins de risques écologiques (Holechek *et al.*, 1999). La surface sous contrôle, plus réduite, atténue le pâturage sélectif et par suite, la régression des espèces fourragères (Heady, 1961 ; Savory, 1983). Le pâturage différé dans les espaces contrôlés des trois sites a, semble-t-il, amélioré la biodiversité, le couvert végétal et la valeur pastorale. Le couvert plus élevé dans les espaces aménagés témoigne en particulier, d'une régénération du couvert des pérennes qui représentent un rempart contre la dégradation dans les écosystèmes arides (Le Houérou, 1992 ; Milton *et al.*, 1994 ; Aidoud & Touffet, 1996).

La production fourragère évaluée à partir de l'indice IVP, dans les trois sites serait dans un intervalle de 45 (HL) à 200 $UF.ha^{-1}$ (SS). Les éphémères ont une contribution plus élevée dans toutes les situations. C'est une caractéristique générale des écosystèmes arides mais cette contribution est probablement due, en grande partie ici, à la pluviométrie nettement plus élevée surtout dans les sites proches d'Aflou. Dans cette station, il est tombé 43 % plus de pluie par rapport à la moyenne durant l'année d'échantillonnage. La variabilité interannuelle de la pluviométrie est élevée (Tabl. I). Le suivi à long terme a montré que la production fourragère est fortement corrélée à la pluviométrie et montre même un coefficient de variation plus de deux fois supérieur à celui de la pluviométrie (Aidoud *et al.*, 2006). Cette variabilité est rendue encore plus importante par les éphémères, ce qui indique que la production fourragère évaluée est propre à l'année considérée. La variabilité interannuelle demeure la plus déterminante au plan de la gestion

des parcours. Aidoud (1989) a enregistré en 11 années de surveillance, un écart de production annuelle entre 10 et 510 UF.ha^{-1} dans une steppe de Sparte (*Lygeum spartum*) où les éphémères dominent en année humide.

En année sèche l'offre fourragère est réduite et très dispersée. Dès lors, elle devrait être considérée comme nulle et son exploitation inappropriée. Le maintien du pâturage dans les espaces libres en période sèche est dramatique pour les pérennes qui, par définition, arrivent à persister. Malgré leurs faibles réserves et valeur alimentaire en cette période, ces plantes y sont sur-consommées. Ces espaces ouverts sont déjà réduits par les cultures dont les surfaces augmentent (Khaldi, 2014) et le risque d'y voir le surpâturage s'accentuer est réel et a été signalé dès les années 1940 (*e.g.* Moore *et al.*,1946). Les espaces gérés par le HCDS avec l'accord des assemblées communales constituent d'ores et déjà des sites de démonstration et de vulgarisation attestant des avantages de l'aménagement : régénération des espèces pérennes importante voire même parfois des germinations exceptionnelles d'alfa y ont été observées. La dégradation, au vu de ces avantages, commence à être perçue, y compris par les éleveurs, comme due à l'homme et ses troupeaux et pas seulement à la sécheresse.

Parmi les paramètres du sol sans couverture végétale, seule la fréquence des éléments grossiers semble présenter une réelle signification. L'ensablement est qualifié d'indicateur de désertification (Le Houérou, 1969) mais ne peut pas être retenu ici comme indicateur efficace de dégradation. La dégradation avec ensablement est souvent complexe à analyser. Elle est surtout visible durant et juste après de longues périodes sèches. Le sable peut être déplacé rapidement en laissant apparaître les éléments grossiers du sol comme ce serait le cas ici de SL et GL. Il peut être fixé pour un temps et améliorer la production fourragère tout en réduisant à terme la biodiversité et la qualité du sol (Slimani *et al.*, 2010). Durant les premiers stades, le voile éolien de faible épaisseur favorise une flore diversifiée et de bonne qualité fourragère grâce aux conditions édaphiques, à la fois préexistantes et nouvelles (Floret & Pontanier, 1982 ; Aidoud, 1994).

Avec une longue histoire d'usage pastoral, le pâturage devient un processus normal dans le fonctionnement de l'écosystème. Le pâturage peut, dans certains cas, améliorer la biodiversité, la qualité du pâturage, la production et la survie des plantes fourragères, y compris durant les sécheresses (Holechek *et al.*, 2006). Ainsi, c'est l'arrêt du pâturage qui, parfois, devient source de dysfonctionnement (Laycock, 1991 ; Amiaud *et al.*, 1996). Mise en défens, l'Armoise blanche par exemple développe du bois aux dépens des pousses vertes (Aidoud, 1989) et dépérit. Le broutage d'une plante stimule sa croissance par effet dit « compensatoire » (McNaughton, 1983) mais le processus a été controversé (Belsky, 1986 ; Chase *et al.*, 2000) car cela dépend de la quantité prélevée. Cependant, les effets positifs du pâturage ont été décrits le plus souvent dans des milieux à pluviométrie annuelle supérieure à 400 mm (Le Floc'h *et al.*, 1998 ; Perevolotsky & Seligman, 1998).

Sous climat aride, la mobilité du cheptel ressort comme une nécessité car elle permet une adaptation aux variations climatiques comme décrit au Turkana (Ellis & Swift, 1988) ou dans le Haut Atlas marocain (Davis, 2005). Dans les parcours pastoraux steppiques qui ont longtemps obéi à cette pratique, l'augmentation de la démographie humaine, de la pression de pâturage et des pratiques spéculatives, ont conduit à une saturation de l'espace pastoral qui a tendance de fait à réduire cette mobilité et à engendrer un surpâturage comme décrit ailleurs en Afrique (Randall, 2005 ; Sørbø, 2003 ; Khaldi, 2014).

Il est connu que le surpâturage modifie profondément l'écosystème (Dregne, 1983 ; Milchunas *et al.*, 1988 ;Westoby *et al.*, 1989 ; Milchunas & Lauenroth, 1993). Le surpâturage et le piétinement qu'il induit sont connus pour dégrader la végétation et le sol (Thurow *et al.*, 1988 ; Aidoud *et al.*, 1999 en Algérie). Le surpâturage (*sensu-stricto*) correspond au dépassement d'un certain taux de prélèvement de matériel végétal au-delà duquel, tout autre facteur égal par ailleurs, la plante ne peut plus renouveler ses ressources. Pour Bowers (1993), les pressions intermédiaires

de pâturage, en référence à la théorie de Grime (1973), ont les meilleurs impacts sur certaines fonctions clés. Pour certains types de végétation, un taux de prélèvement peut être fixé : 40 % en moyenne pour les « prairies » de l'Ouest des États-Unis (Holechek *et al.*, 2006), de15 à 75 % pour les pousses vertes de *A. herba-alba* (Aidoud, 1989) et 30 à 70% pour une steppe de *Rhantherium suaveolens* (Hadjej, 1975) en fonction de la période et de la contribution des autres espèces. Lorsque, dans l'exploitation de la végétation par pâturage, certains seuils sont dépassés, il s'agit d'essayer de renverser ou d'atténuer la tendance. Cependant, ces seuils ne sont pas connus avec précision et dépendent fortement de l'état de la végétation, des conditions écologiques locales et du moment de l'évaluation. Les nombreux travaux sur les effets du pâturage, du surpâturage ainsi que des actions d'aménagement, ont fourni des résultats variés et parfois contradictoires mais montrent surtout l'extrême complexité des processus fonctionnels impliqués. Les analyses, en particulier dans les parcours arides, des effets des différents modes de gestion demeurent insuffisantes ou controversées (Bigger & Marvier, 1998 ; Holechek *et al.*, 2006 ; Briske *et al.*, 2008, 2011 ; Teague *et al.*, 2008 ; Hanke *et al.*, 2014). Ces auteurs reprochent aux nombreux travaux sur l'efficacité des modes de pâturage de n'avoir pas considéré les effets sur l'ensemble des attributs fondamentaux de l'écosystème, ce qui rend discutable la généralisation des résultats.

Pour de nombreux exemples au Maghreb (Ouled Sidi Mohamed *et al.*, 2002 ; Ferchichi & Abdelkebir, 2003 ; Acherkouk & El Houmaizi, 2013), la nécessité d'une évaluation ne s'est faite sentir que plusieurs années après la mise en place des aménagements. La principale lacune est ainsi l'état initial, référence indispensable à toute évaluation (Aidoud & Clément, 2014). Le présent travail a porté sur des parcours 4 à 12 ans après qu'ils aient été soumis à un aménagement. Même en supposant des conditions d'homogénéité à l'installation du dispositif de contrôle de pâturage, il est difficile d'attribuer avec certitude les meilleures conditions ecologiques constatées au seul mode de gestion. L'amélioration peut n'être qu'apparente car, théoriquement, l'approche adoptée, dans des conditions particulières d'usage et de pluviométrie, ne permet qu'un constat de différence entre deux situations. Les valeurs de certains paramètres dans les espaces aménagés peuvent n'être plus élevées qu'en raison d'une dégradation accrue dans l'espace extérieur d'une part, soumis à une pression plus élevée et d'autre part devenu plus restreint. Ainsi aucun des espaces, extérieur ou intérieur, ne peut être considéré comme « témoin » dans une telle démarche d'évaluation. Or, il est important de maîtriser les mécanismes dynamiques induits par les modes de gestion afin de pouvoir détecter les facteurs et les processus impliqués, autrement dit les « manettes » qui devraient être actionnées en vue de l'amélioration de la gestion des parcours (Wilson, 1986).

CONCLUSION

L'introduction d'un nouveau mode de gestion des parcours pastoraux steppiques en Algérie a vite fait sentir la nécessité d'une évaluation d'où une demande pressante des gestionnaires. Le contrôle de charge semble améliorer l'état de santé des écosystèmes ayant fait l'objet d'une gestion aménagée du pâturage dans la steppe d'Algérie. Le présent travail confirme les observations réalisées et les résultats obtenus dans d'autres travaux : la dégradation est ralentie et la régénération de la composante pérenne du tapis végétal est visible dans ces écosystèmes. Ceci atteste, dans de nombreux cas, que la dégradation ne semble pas irréversible. Les indicateurs d'une certaine amélioration ne permettent pas cependant de déceler tous les mécanismes impliqués sans lesquels aucune généralisation n'est possible. La complexité du fonctionnement et de la dynamique de ces écosystèmes impose des protocles et dispositifs expérimentaux et une surveillance à long terme en sites permanents, conditions indispensables pour mieux tester des différents traitements qu'introduit un nouveau mode de gestion pastorale.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Edouard Le Floc'h ainsi que les relecteurs anonymes pour leurs corrections, remarques et conseils pertinents, le CRSTRA (Biskra) dans le cadre duquel ce travail a été réalisé et financé et le HCDS qui nous a ouvert ses périmètres aménagés et permis les investigations pour l'évaluation dans de bonnes conditions.

RÉFÉRENCES

ABDALLAH, F., NOUMI, Z., OULED-BELGACEM, A., MICHALET, R., TOUZARD, B. & CHAIEB, M. (2012).—The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) ssp. *raddiana* (Savi) Brenan presence, grazing, and water availability along the growing season, on the understory herbaceous vegetation in southern Tunisia. *J. Arid Envir*., 76: 105-114.

ACHERKOUK, M. & EL HOUMAIZI, M.A. (2013).— Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental. *Ecol. Mediterr*., 39: 69-84.

AIDOUD, A. (1989).— *Les écosystèmes pâturés des hautes plaines Algéro-oranaises. Fonctionnement, évaluation, et évolution des ressources végétales*. Thèse doct. État, Université des Sciences et Technologies H. Boumediène, Alger.

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. & CLÉMENT, B. (2014).— Évaluation fonctionnelle des zones humides. Pp 183-215 *in*: B. Bouzillé (ed.), *Ecologie des zones humides*. Lavoisier, Paris.

AIDOUD, A., LE FLOC'H, E. & LE HOUÉROU, H.N. (2006).— Les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse*,17: 19-30.

AIDOUD, A. & NEDJRAOUI, D. (1992).— The steppes of Alfa (*Stipa tenacissima* L.) and their utilisation by sheep. *In* : C.A. Thanos (ed.). *Plant-animal interactions in Mediterranean type ecosystems*. Proceedings of MEDECOS VI, ATHENS.

AIDOUD, A., NEDJRAOUI, D., DJEBAILI, S. & POISSONET, J. (1983).— Évaluation des ressources pastorales dans les Hautes-Plaines steppiques du Sud-Oranais : productivité et valeur pastorales des parcours. *Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, Nov. Sér. 13: 33-46.

AIDOUD, A., SLIMANI, H., AIDOUD-LOUNIS, F. & TOUFFET, J. (1999).— Changements édaphiques le long d'un gradient d'intensité de pâturage dans une steppe d'Algérie. *Ecol. Mediterr.*, 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. *Ecol. Mediterr.*, 37: 17-32.

AIDOUD, A. & TOUFFET, J. (1996).— La régression de l'Alfa (*Stipa tenacissima* L.), graminée pérenne, un indicateur de désertification des steppes algériennes. *Sécheresse*, 3: 187-193.

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.

AMGHAR, F., FOREY, E., MARGERIE, P., LANGLOIS, E., BROURI, L. & KADI-HANIFI, H. (2012).— Grazing exclosure and plantation: a synchronic study of two restoration techniques improving plant community and soil properties in arid degraded steppes (Algeria). *Rev. Ecol.* (*Terre Vie*), 67: 257-269.

AMIAUD, J.B., BOUZILLE, J.B. & TOURNADE, F. (1996).— Conséquences agro-écologiques de la suppression du pâturage dans les communaux du Marais Poitevin (France). *Acta Bot. Gall.*, 143: 421-430.

BAILEY, D.W. & BROWN, J.R. (2011).— Rotational grazing systems and livestock grazing behavior in shrub-dominated semi-arid and arid rangelands. *Range. Ecol. Manage.*, 64:1-9.

BEDRANI, S. (1994).— La place des zones steppiques dans la politique agricole algérienne. *Parallelo 37*, 16: 43-52

BEHNKE, R. & KERVEN, C. (1994).— Redesigning for risk: tracking and buffering environmental variability in Africa's rangelands. *Natural Resource Perspectives*, 1: 1-8.

BELSKY, A.J. (1986).— Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *Am. Nat*., 127: 870-892.

BENCHERIF, S. (2011).— *L'élevage pastoral et la céréaliculture dans la steppe algérienne. Évolution et possibilités de développemen*t. Thèse Doct, AgroParisTech, Paris.

BENDALI, F., FLORET, C., LE FLOC'H, E. & PONTANIER, R. (1990).— The dynamics of vegetation and sand mobility in arid regions of Tunisia. *J. Arid Envir.*, 18: 21-32.

BENSOUIAH R. (2003).— *Pasteurs et agro-pasteurs du semi aride algerien : entre tradition et modernite. le cas de Djebel Amour*. Thèse Doct, Université Paris X (Paris-Nanterre).

BIGGER, D.S. & MARVIER, M.A. (1998).— How different would a world without herbivory be? A research for generality in ecology. *Integrative Biol*. ,1: 60-67.

BOUAKAZ, A. (1976).— *Contribution à la détermination de l'aire minimale des formations à* Stipa tenacissima. Mémoire de DEA, Université d'Alger.

BOUKHOBZA, M. (1982).— *L'agro-pastoralisme traditionnel en Algérie : de l'ordre tribal au désordre colonial*. Office de Publication, Université d'Alger.

BOUTONNET, J.-P. (1991).— Production de viande ovine en Algérie. est-elle encore issue des parcours ? Pp 906-908 *In* : A.Gaston, M. Kernick & H.-N. Le Houérou (eds). *Actes du IVe Congrès International des Terres de Parcours*. Montpellier, France.

BOWERS, M.A. (1993).— Influence of herbivorous mammals on an old-field plant community: years 1-4 after disturbance. *Oikos*, 67: 129-141.

BRISKE, D.D., DERNER, J.D., BROWN, J.R., FUHLENDORF, S.D., TEAGUE, W.R., HAVSTAD, K.M., GILLEN, R.L., ASH, A.J., & WILLMS, W.D. (2008).— Rotational grazing on rangelands: Reconciliation of perception and experimental evidence. *Range. Ecol. Manage.*, 61: 3-17.

BRISKE, D.D., SAYRE, N.F., HUNTSINGER, L., FERNANDEZ-GIMENEZ, M., BUDD, B. & DERNER, J.D. (2011).— Origin, persistence, and resolution of the rotational grazing debate: integrating human dimensions into rangeland research. *Range. Ecol. Manage.*, 64: 325-334.

CELLES, J.C. (1975).— *Contribution à l'étude de la végétation des confins saharo-constantinois (Algérie).* Thèse Doct., Université de Nice.

CHAIEB, M. (1989).— *Influence des réserves hydriques du sol sur le comportement comparé de quelques espèces végétales de la zone aride tunisienn*e. Thèse, Université des Sciences et Techniques de Languedoc, Montpellier.

CHASE, J.M., LEIBOLD, M.A., DOWNING, A.L. & SHURIN, J.B. (2000).— The effects of productivity, herbivory, and plant species turnover in grassland food webs. *Ecology*, 81: 2485-2497.

CLARKE, K.R. (1993).— Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austr. J. Ecol.*, 18: 117-143.

DAGET, P. & POISSONET, J. (1971).— Une méthode d'analyse phytoécologique des prairies : Critères d'application. *Ann. Agron.*, 22: 5-41.

DAGET, P. & POISSONET, J. (1972).— Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages*, 49: 31-39.

DAVIS, D.K. (2005).— Indigenous knowledge and the desertification debate: problematising expert knowledge in North Africa. *Geoforum*, 36: 509-524.

DJEBAILI, S. (1978).— *Recherches phytoécologiques et phytosociologiques sur la végétation des Hautes Plaines steppiques et de l'Atlas Saharien algériens*. Thèse Doct., Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.

DREGNE, H.E. (1983).— *Desertification of arid lands*. New York Hardwood Academic Publisher.

ELLIS, J.E. & SWIFT, D. (1988).— Stability of African pastoral ecosystems: Alternate paradigms and implications for development. *J. Range. Manage.*, 41: 450-459.

EVENARI, M. (1985).— Adaptations of plants and animals to the desert environment. Pp 79-92 *In:* M. Evenari *et al*. (eds.). *Ecosystems of the world*. *Vol. 12B: Hot deserts and arid shrublands*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

FERCHICHI, A. & ABDELKEBIR, S. (2003).— Impact de la mise en défens sur la régénération et la richesse floristique des parcours en milieu aride tunisien. Science et changements planétaires. *Sécheresse*,14: 181-187.

FLORET, C. & PONTANIER, R. (1982).— *L'aridité en Tunisie présaharienne. Climat, sol, végétation et aménagement*. Travaux et documents de l'ORSTOM, n°150, Paris.

FOLKE, C., HAHN, T., OLSSON, P. & NORBERG, J. (2005).— Adaptive governance of social–ecological systems. *Ann. Rev. Envir. and Res.*, 30: 441-473.

GRAINGER, A. (2015).— Is land degradation neutrality feasible in dry areas? *J. Arid Envir.*, 112: 14-24.

GRIME, J. P. (1973).— Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242: 344-347.

HADJEJ, M.S. (1975).— *Résultats préliminaires des essais de mesure de la production secondaire d'un parcours*. Atelier MAB/EMASAR, Sfax.

HANKE, W., BÖHNER, J., DREBER, N., JUERGENS, N., NORBERT, J., SCHMIEDEL, U. & WESULS, D. (2014).— The impact of livestock grazing on plant diversity: an analysis across dryland ecosystems and scales in southern Africa. *Ecol. Appl.*, 24: 1188-1203.

HEADY, H.F. (1961).— Continuous vs. specialized grazing systems: a review and application to the California annual type. *J. Range. Manage.*, 14: 182-193.

HOLECHEK, J.L., BAKER, T.T., BOREN, J.C. & GALT, D. (2006).— Grazing impacts on rangeland vegetation: What we have learned. *Rangelands*, 28: 7-13.

HOLECHEK, J.L., THOMAS, M.G., MOLINAR, F. & GALT, D. (1999).— Stocking desert rangelands: what have we learned? *Rangelands*, 21: 8-12.

KHALDI, A. (2014).— La gestion non–durable de la steppe algérienne, *VertigO* - la revue électronique en sciences de l'environnement. [http://vertigo.revues.org/15152 ; DOI : 10.4000/vertigo.15152]

LAHMAR-ZEMITI, B. & AIDOUD, A. (2016).— Suivi à long terme dans la steppe d'Armoise blanche (*Artemisia herba-alba* Asso.) du Sud-Oranais (Algérie). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 71: 168-177.

LAYCOCK, W.A. (1991).— Stable state concepts and thresholds of range condition on North American rangelands: a viewpoint. *J. Range. Manage*., 44: 427-433.

LE FLOC'H, E. (2001).— Biodiversité et gestion pastorale en zones arides et semi-arides méditerranéennes du Nord de l'Afrique. *Bocconea*, 13: 223-237.

LE FLOC'H, E., ARONSON, J., DHILLION, S., GUILLERM, J-L., GROSSMANN, A. & CUNGE, E. (1998).— Biodiversity and ecosystem trajectories: first results from a new LTER in southern France. *Acta Oecol.*, 19: 285-293.

LE FLOC'H, E., NEFFATI, M., CHAÏEB, M. & PONTANIER, R. (1995).— Un essai de réhabilitation en zone aride. Le cas de Menzel Habib (Tunisie). Pp 139-160 *in*: R. Pontanier, A. M'hiri, N. Akrimi, J. Aronson & E. Le Floc'h (eds). *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?* John Libbey Eurotext, Paris.

LE HOUÉROU, H.N. (1969).— La végétation de la Tunisie steppique. *Ann. Inst. Natl. Agron. Tunis*, 42: 1-624.

LE HOUÉROU, H.N. (1992).— An overview of vegetation and land degradation in world arid lands. Pp 127-163 *In*: H.E. Dregne (ed). *Degradation and restoration of arid lands*. International Center for Arid and Semi-Arid Lands Studies, Texas Tech. Univ., Lubbock.

LE HOUÉROU, H.N. & IONESCO, T. (1973).— *Appétibilité des espèces végétales de la Tunisie steppique*. Doc. Trav. Proj. FAO/Tun./71/525.

MCNAUGHTON, S.J. (1983).— Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos*, 40: 329-336.

MENGISTU, T., TEKETAY, D., HULTEN, H. & YEMSHAW, Y. (2005a).— The role of enclosures in the recovery of woody vegetation in degraded dryland hillsides of Central and Northern Ethiopia. *J. Arid Envir.*, 60: 259-281.

MENGISTU, T., TEKETAY, D., HULTEN, H. & YEMSHAW, Y. (2005b).— The role of communities in closed area management in Ethiopia. *Mountain Res. Develop.*, 25: 44-50

MILCHUNAS, D.G. & LAUENROTH, W.K. (1993).— Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol. Monogr.*, 63: 327-366.

MILCHUNAS, D.G., SALA, O. & LAUENROTH, W.K. (1988).— A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am. Nat.*, 132: 87-106.

MILTON, S.J., DEAN, W.R.J., DU PLESSIS, M.A., SIEGFRIED W.R. (1994).— A conceptual model of aride rangeland degradation. *BioScience*, 44: 70-76.

MOORE, C.W.E, BARRIE, N. & KIPPS, E.H.A. (1946).— Study of the production of a sown pasture in the Australian Capital Territory under three systems of grazing management. *CSIRO Bull*., 201: 7-83.

NEDJRAOUI, D. (1990).— *Adaptation de l'Alfa (*Stipa tenacissima *L.) aux conditions stationnelles. Contribution à l'étude de fonctionnement de l'écosystème steppique* . Thèse Doct., Université des Sciences et Technologies H. Boumediène, Alger.

NEDJRAOUI, D. & BÉDRANI, S. (2008).— La désertification dans les steppes algériennes : causes, impacts et actions de lutte. *VertigO*, 8, revue électronique: https://vertigo.revues.org/5375.

NOY-MEIR, I. (1973).— Desert ecosystems: Environment and producers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 25-51.

OKSANEN, J. (2013).— *Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial*. http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf

OULED SIDI MOHAMED, Y., NEFFATI, M. & HENCHI, B. (2002).— Study of the effect of vegetation management mode on its dynamics in pre-Saharian Tunisia: the case of national park of Sidi Toui and its surroundings. *Sécheresse*, 13: 195-203.

OZENDA, P. (1954).— Observation sur la végétation d'une région semi-aride : Les Hauts Plateaux du Sud-Algérois. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 45: 189-223.

PEREVOLOTSKY, A. & SELIGMAN, N.G. (1998).— Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. Inversion of a paradigm. *BioScience*, 48: 1007-1017.

PIELOU, E.C. (1966).— The measures of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13: 131-144.

POUGET, M. (1980).— Les relations sol - végétation dans les steppes Sud-Algéroises. *Trav. Doc. ORSTOM*., 116: 1-555.

QUÉZEL, P. & SANTA, S. (1962-1963).— *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*, vol. 1-2. CNRS, Paris.

RANDALL, B., BOONE, R.B., BURNSILVER, S.B., THORNTON, P.K., WORDEN, J.S. & GALVIN, K.A. (2005).— Quantifying declines in livestock due to Land subdivision. *Range. Ecol. Manage.*, 58: 523-532.

SAVORY, A. (1983).— The Savory grazing method or holistic resource management. *Rangelands*, 5: 155-159.

SELEMANI, I.S., EIK, L.O, HOLAND, Ø., ÅDNØY, T, MTENGETI, E. & MUSHI, D. (2013).— The effects of a deferred grazing system on rangeland vegetation in a north-western, semi-arid region of Tanzania African. *J. Range & Forage Sci.*, 30: 141-148.

SLIMANI, H., AIDOUD, A. & ROZE, F. (2010).— 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *J. Arid Envir.*, 74: 685-691.

SØRBØ, G.M. (2003).— Pastoral ecosystems and the issue of scale. *Ambio*, 32: 113-117.

TEAGUE, W.R., PROVENZA F., NORTON, B., STEFFENS, T., BARNES, M., KOTHMANN, M. & ROATH, R. (2008).— Benefits of multi-paddock grazing management on rangelands: limitations of experimental grazing research and knowledge gaps. Pp 41-80 *In*: H. Schroder (ed.). *Grasslands ecology, management and restoration*. Hauppauge, NY, USA: Nova Science Publishers.

THEBAUD, B. & BATTERBURY, S. (2001).— Sahel pastoralists: opportunism, struggle, conflict and negotiation. A case study from eastern Niger. *Glob. Envir. Change*, 11: 69-78.

THUROW, T.L., BLACKBURN, W.H. & TAYLOR, C.A. (1988).— Infiltration and intertill erosion responses to selected livestock grazing strategies, Edwards Plateau, Texas. *J. Range. Manage.*, 41: 296-302.

TICHÝ, T.(2002).— JUICE, software for vegetation classification. *J. Veget. Sci*., 13: 451-453.

UNCCD. (1994).— *Élaboration d'une convention internationale sur la lutte contre la désertification dans les pays gravement touchés par la sécheresse et/ou la désertification, en particulier en Afrique.* United Nations Convention to Combat Desertification. Texte final à: http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/conventionText/conv-fre.pdf.

VOISIN, A. (1957).— *Productivité de l'herbe*. Flammarion, Paris.

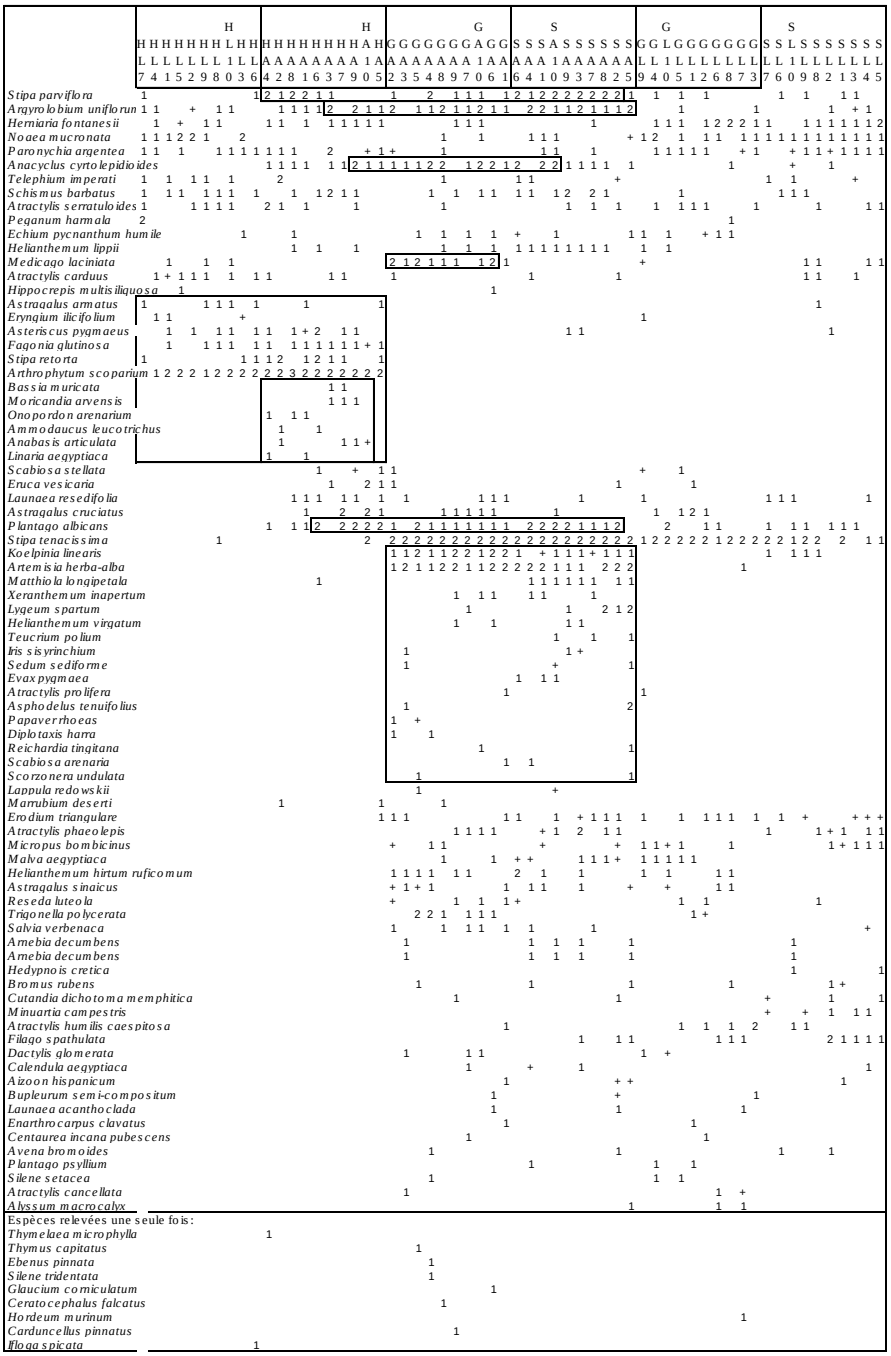
WESTOBY, M., WALKER, B. & NOY-MEIR, I. (1989).— Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range. Manage*., 42: 266-274.

WILSON, A.D. (1986).— Principles of grazing management systems. Pp 221-225 *In*: P.J. Joss, P.W. Lynch & O.B. Williams (eds). *Rangelands: a resource under siege*. Australian Academy of Science, Canberra.

YAYNESHET, T., EIK, L.O. & MOE, S.R. (2009).— The effects of enclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. *J. Arid Envir*., 73: 542-549.

ZEMITI, B. (2001).— *Mécanismes de désertification dans une steppe à Armoise blanche (*Artemisia herba alb*a Asso.). Cas de la région d'EL May (Sud-Oranais, Algérie).* Magister, Université des Sciences et Technologies Houari Boumediène.

ANNEXE : TABLEAU FLORISTIQUE



Les espèces sont affectées selon leurs fréquences de coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet comme suit: 3: 25-50%; 2: 5-25%; 1: <5; +: présence