

Université de Bourgogne – Master BEE – Dynamique et Conservation de la Biodiversité (DyCoB)

Rapport bibliographique Master 2 (2021-2022)

La place du pastoralisme en conservation



Table des matières

Introduction	2
1. L'inscription des valeurs du pastoralisme en conservation	3
1.1. Valeur environnementale.....	3
1.2. Valeur économique.....	6
1.3. Valeur socio-culturelle	6
2. Des menaces qui pèsent sur le pastoralisme	7
2.1. Changements de pratiques récents.....	7
2.2. Privatisation des terres et sédentarisation	8
2.3. Abandon des terres et reforestation	9
2.4. Conflits avec la faune sauvage et conservation	11
3. Perspectives pour un pastoralisme durable	12
3.1. Valorisation et restauration des pâturages	12
3.2. Mobilité et flexibilité.....	13
3.3. Proposition de politiques intégratives.....	14
3.4. Le cas des Pyrénées-Atlantiques	15
Conclusion.....	16
Bibliographie.....	17

Introduction

Entre écologie, économie, société et culture, le pastoralisme inclut de nombreux domaines d'étude interdépendants. Pourtant, plus les recherches se veulent interdisciplinaires à ce sujet, plus celles-ci se concentrent à une échelle locale, limitant les opportunités de généralisation à plus grande échelle (Hobbs et al. 2008; Tessema et al. 2014; Dong et al. 2016; López-i-Gelats et al. 2016; Manzano et al. 2021). Le terme pastoralisme se retrouve sous de nombreuses définitions et peut inclure un panel plus ou moins large de pratiques. Nous retiendrons ici plus particulièrement le pastoralisme extensif. Il peut être défini comme l'ensemble des activités d'élevage suivant un modèle de production valorisant le pâturage extensif des espaces naturels et semi-naturels (parcours et alpages) qui constituent la ressource fourragère principale voire totale d'un cheptel (Homewood and Rodgers 1984; Redecker et al. 2002; Plachter and Hampicke 2010). Classiquement, on distingue le pastoralisme « nomade » et le pastoralisme « transhumant ». Le premier type correspond à un pastoralisme suivant des migrations saisonnières changeantes années après années selon la disponibilité en ressources fourragères. Le pastoralisme transhumant est quant à lui caractérisé par des migrations saisonnières du cheptel constantes dans l'espace années après années.

Le pastoralisme extensif concerne 100 à 200 millions de personnes réparties dans plus de 100 pays à travers le monde. Il représente également 25 % de la surface totale des terres émergées, ce qui en fait le principal revenu économique de certaines populations, notamment en Afrique sub-saharienne, où environ 16 % de la population en dépendent. L'origine du pastoralisme est encore débattue mais est datée de 6000 à 9000 ans avant J.-C. (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique 2010; Dong 2016). Cette pratique a donc traversé les millénaires, témoignant d'une véritable capacité d'adaptation et de résilience de la part des sociétés et des écosystèmes associés (Dong 2016; Dong et al. 2016). Dans un contexte de changements globaux, le pastoralisme peut-il subsister tout en répondant à des enjeux environnementaux, économiques et socio-culturels ? Quel place occupe-t-il dans la conservation au sens large du terme ? (*i.e.* conservation de la biodiversité, mais également durabilité des pratiques au niveau économique et socio-culturel). Nous allons tenter de répondre à ces questions en adoptant une vision intégrative du sujet, en commençant par aborder l'inscription des valeurs du pastoralisme en conservation, puis différentes menaces pouvant peser sur celui-ci. Nous nous questionneront enfin sur la durabilité et le futur de cette pratique, en nous intéressant plus spécifiquement au cas du pastoralisme dans les Pyrénées-Atlantiques en France (64), dont les pratiques pastorales

sont déjà en cours de changement et pourraient prendre de nouvelles directions avec, en plus d'autres facteurs, la possible arrivée du Loup gris (*Canis lupus*) sur le département.

1. L'inscription des valeurs du pastoralisme en conservation

1.1. Valeur environnementale

Le pastoralisme a souvent été perçu comme responsable de dégradations environnementales importantes (Rugadya 2011; Dong 2016; Dong et al. 2016). Cette vision a été fortement encouragée par la théorie de la « Tragédie des Communs » de Garret Hardin, très populaire dans les années 70, qui prônait la surexploitation inévitable d'une ressource sur le long terme si celle-ci relevait d'un bien commun. Pour Hardin, le partage des terres associé au pastoralisme ne pouvait donc mener qu'à des conséquences environnementales néfastes, qui ne pouvaient être solutionnées que par l'attribution de biens à des entités distinctes, soit une privatisation des terres. Cette théorie est plutôt perçue comme étant obsolète à l'heure actuelle mais paradoxalement, on retrouve dans la littérature des résultats témoignant de possibles impacts négatifs du pâturage sur la biodiversité (Manzano et al. 2021). Cependant, cette constatation ne serait pas une vérification de la théorie d'Hardin mais relèverait plutôt du fait que des changements récents dans les pratiques pastorales auraient mené à des répercussions néfastes sur la biodiversité. Parmi ces changements, on retrouve entre autres la privatisation des terres ainsi que la sédentarisation, que nous aborderons plus tard. De façon plus globale, les effets du pâturage sur la biodiversité sont mixtes et sont le reflet de spécificités locales et il devient alors difficile d'en émettre une généralité (Poschlod et al. 2005; Brekke et al. 2007; López-i-Gelats et al. 2016; Manzano et al. 2021).

La biodiversité peut être évaluée et appréciée à différents niveaux : génétique, spécifique et écosystémique (Pringle 1995; Dong 2016; Dong et al. 2016). Le pastoralisme agit à chacun de ces niveaux par l'intermédiaire de différents mécanismes variables dans le temps et dans l'espace. On retrouve un premier niveau de diversité au sein même des animaux d'élevage (Köhler-Rollefson 1997; Zander 2013; Kim et al. 2020). Quelle que soit l'espèce de bétail, celle-ci est dans la grande majorité des cas adaptée à l'environnement et à ses conditions climatiques associées et ces adaptations relèvent d'un patrimoine génétique particulier, qui a été sélectionné par les pasteurs au cours du temps (Zander 2013; Ayantunde et al. 2014; Røed et al. 2020). Les différentes races constituant l'ensemble des cheptels confèrent donc de véritables ressources génétiques qui sont le reflet d'une identité pastorale locale. Nombreux sont les avantages comme la résistance du bétail de la race Boran aux environnements rudes des terres basses du Kenya et de l'Éthiopie, ou encore d'autres races de Zébu endémiques

tolérantes au trypanosome transmis par les glossines (Zander 2013; Kim et al. 2020). Différents facteurs, notamment politiques, économiques, sociétaux, ou encore le changement climatique, peuvent porter directement atteinte aux pratiques pastorales et menacent alors la conservation de la ressource génétique des animaux d'élevage. L'enjeu de conservation est donc fort tant les espèces endémiques sont aptes à subsister aux milieux auxquelles elles sont adaptées et peuvent constituer la seule source de revenus de certaines populations (Ayantunde et al. 2014; Dong 2016).

Le pastoralisme a également un impact sur la diversité des communautés végétales constituant les pâturages. En effet, l'abroustissement, le piétinement ainsi que les excréments générés par le bétail, sont autant de perturbations qui entraîneront des conséquences directes ou indirectes sur la composition des communautés végétales des parcours (Balent et al. 1998a; Barbaro et al. 2001; Rook et al. 2004; Mauchamp 2014; Diawara et al. 2018). De par les préférences de régime alimentaire des différentes espèces et races de bétail, le pâturage constitue une perturbation sélective, dont les issues seront différentes en fonction de la variation des pressions de pâturage (Bommel and Lardon 2000; Russo 2006; Mauchamp 2014). En théorie, les parcours ayant des niveaux de pâturage intermédiaires (pratiques extensives traditionnelles), présenteraient une biodiversité plus riche que les parcours sous ou surpâturés (Figure 1). Ces deux derniers cas sont associés à des changements de pratiques pastorales (Barbaro et al. 2001; Russo 2006).

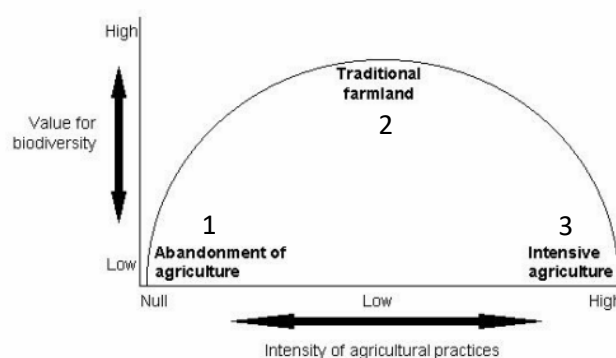


Figure 1 : Valeur de la biodiversité selon l'intensité des pratiques agricoles. L'abandon des parcours (1) ou les élevages intensifs (3) sont associés à une faible valeur de biodiversité. Les pratiques extensives (2) sont associées une valeur de biodiversité optimale (Russo 2006).

De nombreuses espèces de plantes, d'oiseaux, d'invertébrés et de mammifères dépendent de strates de végétation basses présentant des patches de terrain nu. Ces patterns sont le résultat de perturbations amenées par le pâturage et permettent à ces espèces de s'établir (*e.g.* plantes annuelles) et de trouver des ressources indispensables (*e.g.* recherche de nourriture par des oiseaux, zones de ponte pour des orthoptères et des lépidoptères) (Russo 2006). De nombreuses

études tendent à montrer que ce sont les changements dans les pratiques pastorales, guidées par les gouvernances, qui peuvent mener à une mauvaise gestion des parcours et à une dégradation environnementale *in fine* (Poschlod et al. 2005; Manzano et al. 2021). Les modes de gestion traditionnels auraient cependant des effets positifs ou neutre sur l'état des parcours (Carrière 1996; Redecker et al. 2002; Rook and Tallowin 2003; Rook et al. 2004; Brekke et al. 2007; Reid et al. 2014; Manzano et al. 2021). Il est d'ordinaire attribué à un écosystème diversifié de meilleures capacités de résilience et de résistance face aux perturbations (Carrière 1996; Reid et al. 2014; Dong 2016; Dong et al. 2016). Les parcours les plus diversifiés seraient notamment moins sujets aux invasions par des espèces floristiques envahissantes (EEE) (Verheyen 2014; Komac et al. 2014; Dong 2016; Manzano et al. 2021). Cependant, les études ne se focalisant que sur la richesse spécifique ne sont généralement pas suffisantes pour évaluer l'état d'un écosystème et de nouvelles approches se font au niveau des traits fonctionnels des plantes composant les communautés végétales (Mauchamp 2014).

D'autres modes de gestion peuvent s'articuler autour du pâturage comme la fauche et l'écobuage (Russo 2006; Mauchamp 2014; Coughlan 2014). Ensemble, ces modes de gestion façonnent les paysages et créent de véritables mosaïques d'habitats diversifiés (Agnoletti 2014). De nombreuses études montrent que ces mosaïques d'habitats ainsi constituées possèdent une forte valeur écologique, contrairement aux habitats forestiers simples et certaines soulignent les effets positifs de l'écobuage sur la biodiversité (Coughlan 2014). En revanche, d'autres études mettent en avant le fait que ces mosaïques d'habitats créées par les pratiques pastorales génèrent plutôt de la fragmentation au sein des paysages (Balent et al. 1998a; Gardner and Engelhardt 2008; Agnoletti 2014; Harlio et al. 2019). Néanmoins, le plus important à retenir ici reste que l'entretien d'une connectivité importante entre les parcours et les mosaïques d'habitats est essentielle afin de permettre la dispersion des espèces entre ces habitats et leur établissement, qu'il s'agisse d'espèces faunistiques ou floristiques (Russo 2006; Mauchamp 2014).

Enfin, il est établi par ces processus que le pastoralisme rend de nombreux services écosystémiques, à la condition que la gestion des parcours soit effectivement bien menée (Franzluebbbers et al. 2012). Parmi ces services, on retrouve l'augmentation de la production de biomasse, la séquestration du carbone (CO₂), une réduction de l'érosion et un maintien des sols, ainsi qu'une meilleure rétention de l'eau dans les sols (Carrière 1996; Franzluebbbers et al. 2012; Dong 2016; Seid et al. 2016). Il a été estimé que les prairies et les parcours stockaient approximativement 34 % du stock global de CO₂ (Dong 2016). Ces mêmes milieux seraient également bien moins sujets aux glissements de terrains, contrairement aux milieux arbustifs et

forestiers (qui sont le résultat de successions écologiques) et seraient donc plus résilients face aux épisodes de fortes pluies (Agnoletti 2014).

1.2. Valeur économique

Seulement quelques pays disposent de données officielles concernant la contribution du pastoralisme à leur économie nationale. Les données disponibles montrent que la contribution du pastoralisme au PIB est assez conséquente dans plusieurs pays d'Afrique comme le Soudan, le Sénégal, le Niger et le Kenya (Thébaud et al. 1995; Tessema et al. 2014; Dong 2016; Manzano et al. 2021). Aussi dans certaines régions du monde, le pastoralisme représente le seul système de production car les conditions climatiques et environnementales ne permettent pas l'implantation d'autres activités pour subvenir aux besoins des populations. En Afrique, il a été montré que le système pastoral s'avérait être 2 à 10 fois plus efficace en termes de productivité à l'hectare que certains systèmes d'élevage intensif (Franzluebbers et al. 2012; Dong 2016). Ces faits viennent contrer la croyance commune que le pastoralisme est moins productif que les élevages sédentaires et qu'il ne représente qu'une faible partie de l'activité économique d'un territoire. De plus, il s'avère être un modèle de production viable, pouvant contribuer à une réduction de la pauvreté et à une gestion environnementale certaine, notamment en zones sèches. Cependant, l'industrialisation de l'agriculture de ces dernières décennies a poussé de nombreux éleveurs à changer leurs pratiques (Carrière 1996; Poschlod et al. 2005; Dong 2016). La spécialisation et la sédentarisation sont des conséquences de cette industrialisation, qui a avec elle mené à la dégradation des mosaïques d'habitats traditionnels entretenus par le pastoralisme, ainsi que la biodiversité qui leur était associée. Les régions du monde n'ayant pas pu suivre les modèles de production intensifs et simplifiés ont été entraînées dans un processus de marginalisation en raison de l'abandon des activités et des installations en zones rurales.

1.3. Valeur socio-culturelle

Le pastoralisme, en plus d'être un héritage écologique et économique représente également un héritage socio-culturel historique (Balent et al. 1998b; Dong 2016; Manzano et al. 2021). Cette notion d'héritage est menacée par la perte de certaines pratiques pastorales, en raison de l'industrialisation et de la simplification des pratiques, qui deviennent spécialisées et sédentaires. La transmission de la connaissance des pasteurs locaux n'est plus toujours assurée auprès des générations suivantes mais constitue pourtant une source précieuse de savoir et de connaissances. En effet, de nombreuses études soulignent la connaissance fiable des pasteurs concernant l'état écologique des parcours (Redecker et al. 2002; Rugadya 2011; Dong 2016;

Dong et al. 2016; Manzano et al. 2021). Un lait de mauvaise qualité pourra par exemple témoigner d'une faible qualité fourragère d'un parcours (Homewood and Rodgers 1984). Certains auteurs avancent la capacité des pasteurs à établir un équilibre durable entre leur exploitation des ressources et leur impact environnemental, tout en assurant une production viable (Carrière 1996; Dong 2016; Manzano et al. 2021). Avec lui, le pastoralisme porte également des traditions, des usages, des langages et des religions propres aux communautés pastorales à travers le monde qui sont profondément ancrées et dont la valeur est intrinsèque.

Certaines suppositions amènent à penser que les réponses d'un écosystème aux activités anthropiques sont linéaires, prédictibles et contrôlables. Cependant, dans le cas du pastoralisme, les relations sont régies par des systèmes intégrés, qui peuvent difficilement être interprétés lorsqu'ils sont traités indépendamment et doivent au contraire être considérés dans leur entièreté. Une des difficultés réside dans le fait qu'il existe des disparités importantes d'une région du monde à une autre, parfois même au sein d'un même pays, en ce qui concerne les pratiques pastorales (Zinsstag et al. 2016; Manzano et al. 2021). De plus en plus d'études tentent d'adopter une vision plus intégrative des facteurs pouvant impacter les pratiques pastorales, afin de mieux appréhender leurs conséquences sur les écosystèmes. Ces relations restent néanmoins complexes à aborder et les facteurs étudiés ne sont pas exhaustifs d'une communauté pastorale (Zinsstag et al. 2016). C'est pourquoi ces études abordent souvent quelques-unes de ces relations, par exemple sociétales et écologiques ou économiques et écologiques. Plus les études se veulent intégratives, plus celles-ci s'inscrivent dans des contextes locaux particuliers et une généralisation devient alors difficile à établir (Manzano et al. 2021). Pourtant, il ne semble pas approprié de qualifier le pastoralisme extensif comme non durable étant donné ses impacts positifs environnementaux, économiques et sociétaux certains à des échelles locales (Redecker et al. 2002; Rook and Tallowin 2003; Russo 2006; Franzluebbbers et al. 2012; Verheyen 2014). Le pastoralisme pourrait donc constituer un modèle de production durable mais est fortement menacé par divers facteurs.

2. Des menaces qui pèsent sur le pastoralisme

2.1. Changements de pratiques récents

Historiquement, les pasteurs ont su faire preuve de résilience et d'adaptation face à de nombreux changements et ce de façon durable (Carrière 1996; Reid et al. 2014; Dong 2016; Dong et al. 2016). En effet, cette pratique dépend essentiellement de la disponibilité en ressources fourragères, cela signifie donc que les ressources naturelles se sont toujours

renouvelées de façon suffisante au cours des derniers millénaires. Les causes du déclin du pastoralisme résident donc dans l'Histoire plus récente.

Les années de l'après-guerre jusqu'aux années 70 correspondent à la période des Trente Glorieuses. Cette dernière a été marquée par une croissance économique majeure et une amélioration du niveau de vie pour la plupart des pays. De grands bouleversements ont eu lieu, dont certains liés aux pratiques d'élevage, qui semblent avoir ébranlé la viabilité et la durabilité du pastoralisme (Carrière 1996; Rugadya 2011; Dong 2016). Des améliorations conséquentes ont notamment été menées par rapport à la santé des animaux d'élevage, par des campagnes de vaccination qui ont connu un grand succès. Ces avancées ont notamment permis d'augmenter la taille des cheptels pour assurer une production plus importante (Rugadya 2011). Parallèlement à cela, l'agriculture intensive s'est largement étendue pour répondre à la pression démographique et a empiété sur des terres qui n'étaient destinées qu'à l'élevage auparavant. Les surfaces de mises en culture ont alors doublé en un quart de siècle, réduisant drastiquement les surfaces de terres disponibles pour l'élevage extensif (Rugadya 2011; Manzano et al. 2021). Des conséquences directes et indirectes en sont ressorties comme la baisse de la qualité fourragères à disposition des élevages extensifs (les terres de meilleure qualité ayant été mises en culture), la réduction de la mobilité des animaux d'élevage (suppression de parcours) et la diminution des liens entre éleveurs (changements dans l'exploitation des parcours). De ces conséquences ont été dressé un bilan qui comprend l'augmentation du nombre d'animaux d'élevage dans les cheptels sur des surfaces plus réduites, la réduction de la mobilité des élevages et une diminution progressive de l'accès aux ressources pour les éleveurs (Rugadya 2011). Ces derniers ont d'ailleurs été sous-représentés voire absents dans les politiques liées au développement pastoral de la fin du siècle dernier, conduisant à des prises de décision inadaptées aux contextes locaux et qui devaient répondre à une hausse de la demande en termes de production (Rugadya 2011; Zinsstag et al. 2016). Les éleveurs d'aujourd'hui ne sont en général plus les mêmes que ceux d'hier, leurs troupeaux et leurs pratiques ayant profondément changé. Des pratiques traditionnelles demeurent cependant dans différentes régions du monde (Carrière 1996; Rugadya 2011; Zinsstag et al. 2016; Manzano et al. 2021).

2.2. Privatisation des terres et sédentarisation

Les politiques de développement pastoral se sont accompagnées de changements drastiques ayant contraint les pasteurs dans leurs pratiques. Parmi ces changements, on retrouve la privatisation de la plupart des terres (Zinsstag et al. 2016; Barrière and Bes 2017; Tchékoté et al. 2018). Certains parcours étaient auparavant collectifs et les pasteurs mettaient en place des

accords afin de faciliter leur accès aux ressources et d'assurer leur partage (*e.g.* eau, fourrage). La privatisation de certaines terres a entraîné la suppression de certains parcours, une mauvaise répartition des ressources, ainsi que la rupture des accords et de la plupart des liens sociaux entre pasteurs (Rugadya 2011; Franzluebbbers et al. 2012; Dong 2016). D'une part, ces contraintes ont poussé les pasteurs à devenir plus sédentaires. D'autre part, les liens sociaux fondamentaux qui régissent en partie la viabilité du pastoralisme peuvent, s'ils sont rompus, mener à l'effondrement de tout un système pastoral.

Afin de répondre aux besoins grandissant associés à la croissance démographique de ces dernières décennies, les cheptels se sont agrandis, accueillant davantage d'animaux d'élevage. Les surfaces disponibles pour le pâturage s'étant réduites et la disponibilité en ressources pour les éleveurs diminuée du fait de la privation des terres, la charge animale à l'hectare est devenue plus importante sur certains parcours et des problématiques de surpâturage ont été soulevées (Homewood and Rodgers 1984; Chatty and Colchester 2002; Dong 2016; Dong et al. 2016). Les conséquences liées au surpâturage peuvent apparaître sur le court terme ou sur le long terme mais sont aussi dépendantes de facteurs climatiques. Sur le court terme, un manque de couverture herbacée peut apparaître et le bétail peut être affecté (*e.g.* mauvaise santé, lait de mauvaise qualité) (Homewood and Rodgers 1984). Ces constats sont particulièrement marqués lors de périodes de sécheresses mais la tendance s'inverse vite lorsque les précipitations reviennent. Sur le long terme, les conséquences sont plutôt associées à des changements dans la composition des communautés végétales et une perte de recouvrement du sol éventuellement associée à de l'érosion et de la désertification (Homewood and Rodgers 1984; Carrière 1996; Dong 2016). Cependant, le lien entre surpâturage et désertification n'est pas clairement établi et des phénomènes de désertification peuvent survenir indépendamment du surpâturage, à l'occasion d'épisodes de sécheresse par exemple. De plus, le terme surpâturage n'a pas de définition précise car une pâture peut être qualifiée de surpâturée d'un point de vue du rendement commercial mais pas du point de vue environnemental (Homewood and Rodgers 1984; Dong 2016).

2.3. Abandon des terres et reforestation

Les politiques liées au développement pastoral n'étant pas adaptées aux besoins des communautés pastorales locales, une marginalisation a progressivement pris place, associée à un exode rural important et à l'abandon de certains espaces semi-naturels dont l'intégrité était maintenue par le pastoralisme (MacDonald et al. 2000; Russo 2006). Le pâturage permet en effet de régulièrement « rajeunir » un tapis végétal, l'empêchant ainsi d'atteindre son stade

climacique qui correspond à l'établissement d'une forêt (Russo 2006; Rugadya 2011). L'abandon des terres conduit donc à de l'enfrichement, c'est-à-dire à la colonisation par des arbustes, qui constitueront par la suite un milieu forestier par plusieurs successions écologiques (Barbaro et al. 2001; Caplat et al. 2006; Koch et al. 2015). Ces milieux forestiers présenteraient une biodiversité moins riche que lorsqu'ils sont associés aux mosaïques d'habitats créées par le pastoralisme (Freléchoux et al. 2007; Agnoletti 2014). L'abandon des terres n'implique pas seulement l'arrêt du pâturage mais également des autres méthodes de gestion comme la fauche et l'écobuage (MacDonald et al. 2000; Russo 2006; Coughlan 2014). Une étude menée en 2014 a permis de cartographier le changement d'utilisation des terres dans une zone située dans l'Ouest des Pyrénées-Atlantiques en France entre 1830 et 2003 (Figure 2).

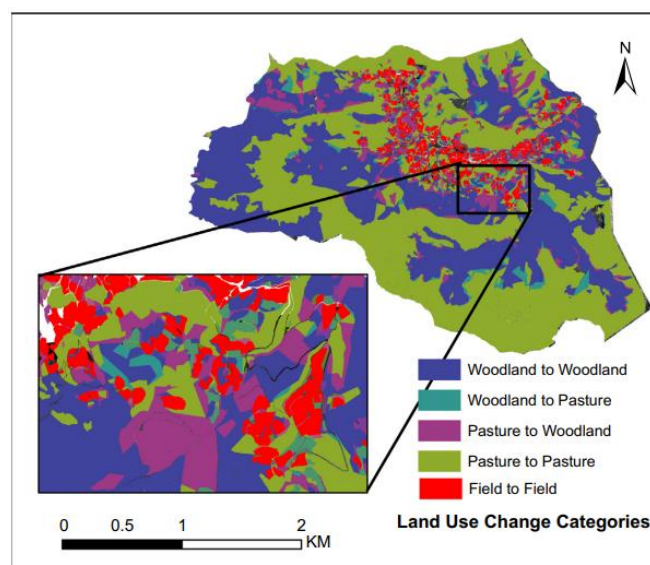


Figure 2 : Changements dans l'utilisation des terres dans une zone située dans l'Ouest des Pyrénées-Atlantiques en France entre 1830 et 2003 (Coughlan 2014).

Les zones en violet correspondent à des anciens pâturages qui après abandon sont devenus des zones d'enfrichement et ont progressivement évolué vers un stade forestier. Les zones en bleu turquoise correspondent quant à elles aux espaces forestiers qui ont été réhabilités pour le pâturage. Lorsque l'on compare les deux, on s'aperçoit que l'enfrichement causé par l'abandon des terres occupe une surface plus importante que la possible réhabilitation de certaines zones, soulignant l'abandon de grandes zones de pâturages qui ne pourront peut-être pas être réhabilitées. Ce constat vient s'ajouter au fait que si une pâture n'est plus maintenue par des pratiques de gestion pastorale, celle-ci peut s'enfricher en l'espace de seulement 5 ans (Russo 2006; Coughlan 2014).

L'abandon massif de la plupart des pâtures a donc mené à l'établissement de milieux forestiers, et ces conséquences viennent soutenir les politiques de reforestation particulièrement en vigueur en Europe (Critères et Indicateurs de Gestion Durable des Forêts (GDF)) (Kirby et al. 1995; Fratkin 1997; Eldridge et al. 2011; Agnoletti 2014). Ces politiques défendent en général le fait qu'entre autres activités anthropiques, le pastoralisme de par ses pratiques a laissé une empreinte permanente sur les milieux naturels, que l'on peut tenter d'atténuer par la reforestation de certains milieux. Ce sujet fait l'objet de nombreux débats et des opinions émergent sur le fait que le pastoralisme devrait justement être reconnu pour l'héritage qu'il a su apporter, en termes de structure des paysages mais également de l'histoire et des sociétés qui y sont associées (Carrière 1996; Coughlan 2014; Agnoletti 2014; Dong 2016). La définition de biodiversité serait alors parfois trop réductrice et devrait prendre en compte, selon certains auteurs, les milieux ayant connu une évolution étroite avec les activités humaines, notamment les zones rurales, le pastoralisme faisant l'objet d'un cas particulier (Agnoletti 2014; Dong 2016). Une analyse menée sur 120 zones rurales en Italie a révélé que les principales menaces pour la persistance de ces milieux n'étaient pas l'urbanisation et l'industrialisation de l'agriculture mais plutôt l'abandon des terres suivi par une reforestation. Ces reforestations des milieux sont par ailleurs bénéfiques aux ongulés sauvages et aux prédateurs, ce qui renforce leur mise en place au détriment des pratiques pastorales (Agnoletti 2014).

2.4. Conflits avec la faune sauvage et conservation

Bien qu'il ait été montré que le pastoralisme pouvait favoriser l'établissement de certaines espèces animales, des conflits peuvent survenir entre les pratiques pastorales et la faune sauvage (Homewood and Rodgers 1984; Bagchi et al. 2004; Kala 2004; Bhatnagar et al. 2006). Ces conflits soulèvent des questions quant à la compatibilité du pastoralisme avec la conservation de la biodiversité. La compétition pour les ressources, notamment alimentaires, est une problématique avérée, qui peut entraver la conservation de certains ongulés sauvages (Homewood and Rodgers 1984). Au sein des montagnes Himalayennes, des conflits ont émergé entre des animaux d'élevage et la conservation de l'ibex de Sibérie (*Capra sibirica*) (Bagchi et al. 2004). Les résultats de l'étude ont suggéré que les élevages d'ovins et de caprins imposaient des restrictions en termes de ressources alimentaires pour l'ibex de Sibérie et l'excluaient de certaines pâtures. En revanche, ces résultats ne semblent pas se retrouver pour les élevages équin et bovin, où l'ibex de Sibérie semble peu affecté. Une autre étude menée dans l'Himalaya en Inde a également suggéré que la conservation du Kiang (*Equus kiang*) pouvait être menacée dans certaines zones par l'existence de cette compétition avec les animaux

d'élevage pour la ressource alimentaire (Bhatnagar et al. 2006). Les animaux d'élevage et les ongulés sauvages peuvent partager des ressources proches voire identiques et à terme, cela pourrait accélérer le déclin de certaines espèces déjà menacées par les activités anthropiques et les changements globaux. Une étude souligne cependant le fait qu'il n'existe pas de cas enregistré où le pastoralisme serait responsable de l'extinction d'une espèce menacée ou protégée (Homewood and Rodgers 1984). Mais cette étude date de 1984 et n'offre pas de possible mise à jour sur la question. D'autre part, les animaux d'élevages peuvent être sujets à la transmission de maladies de la part des ongulés sauvages. Ces maladies peuvent directement porter atteinte à la viabilité des élevages pastoraux. L'inverse est également possible et vient une nouvelle fois soulever le problème de compatibilité avec la conservation (Homewood and Rodgers 1984; Carrière 1996; Dong et al. 2016).

Des conflits existent autrement par la présence de grands prédateurs, qui sont responsables d'évènements de déprédation sur les troupeaux d'élevage (Garde 2002; Dong 2016). Ces prédateurs sont la plupart du temps des espèces menacées qui font l'objet d'une protection stricte. Dans le cas du Loup gris (*Canis lupus*), le problème relève d'une complexité importante, où les mesures de protection mises en place ne sont pas toujours des plus efficaces face au comportement opportuniste et extrêmement flexible de ce canidé. Les élevages extensifs sont vulnérables face aux prédateurs et les pasteurs ne souhaitent pas encourir le risque de perdre des animaux d'élevage. En réponse à cela, les pratiques pastorales peuvent être affectées dans une optique de diminution des risques (*e.g.* abandon de certaines terres pouvant exposer à des risques de prédation des animaux d'élevage, diminution de la transhumance).

3. Perspectives pour un pastoralisme durable

3.1. Valorisation et restauration des pâturages

Le pastoralisme porte une biodiversité différente de celle des espaces forestiers et peut offrir la possibilité de créer des mosaïques d'habitats diversifiés. Cependant, les politiques actuelles de gestion des milieux naturels sont en général axées sur la reforestation (Agnoletti 2014). Une reconnaissance de la valeur environnementale du pastoralisme pourrait cependant changer la donne, avec des appréciations de la biodiversité à des niveaux différents. Il serait notamment intéressant de pouvoir intégrer cet aspect à la Convention de la Diversité Biologique de l'UNESCO (CDB-UNESCO), qui prévoit un programme sur les liens entre les cultures locales et la biodiversité qui leur est associée (Agnoletti 2014; Dong 2016; Dong et al. 2016). Cela pourrait être un encouragement à la reconnaissance du potentiel du pastoralisme en termes de pratique durable lorsque celui-ci est correctement mené. La valorisation des pâturages peut

également améliorer la viabilité des sociétés qui y sont associées. En effet, elle pourrait influencer de façon positive les pasteurs à adopter des pratiques plus durables. Cependant cette valorisation doit faire l'objet d'un soutien économique important pour pouvoir permettre aux pasteurs de s'adapter (Agnoletti 2014; Zinsstag et al. 2016).

Les pâturages ayant connu des reforestations peuvent faire l'objet de réhabilitation par des mesures de restauration adaptées. Des études montrent le succès de ces restaurations, à condition que des mesures de gestion soient correctement menées les années suivantes (Barbaro et al. 2001; Russo 2006; Mauchamp 2014; Verheyen 2014). Dans le Parc Naturel Régional du Vercors, des pelouses calcaires ont fait l'objet d'expérimentations en vue d'être restaurées (Barbaro et al. 2001). Elles étaient en effet sujettes à un enrichissement important, qui menaçait la présence de certaines espèces floristiques endémiques et remarquables, ainsi que d'espèces faunistiques d'intérêt. Ces mesures de restauration ont consisté au fauchage de zones enrichies sur plusieurs hectares, qui ont ensuite été entretenues par le pâturage seul. Le pâturage s'est avéré efficace en termes de gestion et a permis le retour de certaines espèces rares, qui n'étaient plus présentes dans les zones étudiées en raison de l'enrichissement. Pour chacun des sites, la richesse spécifique floristique a presque été doublée en l'espace de 6 ans. Cette étude insiste également sur l'importance de la connectivité qui doit exister entre les zones pâturées, pour faciliter la dispersion des espèces floristiques et la dissémination des graines par le bétail.

3.2. Mobilité et flexibilité

La mobilité et la flexibilité sont deux aspects étroitement liés et associés aux pratiques de pâturage extensif. La mobilité permet d'assurer la connectivité entre les parcours et ainsi de maintenir une biodiversité importante, en autorisant la dispersion et la dissémination des espèces floristiques (Barbaro et al. 2001; Russo 2006; Mauchamp 2014; Agnoletti 2014). La flexibilité vient s'ajouter à la mobilité et permet une adaptation aux imprévus, par exemple lors de sécheresses, de gelées ou lorsque la ressource fourragère varie en disponibilité. Les pasteurs peuvent alors changer les itinéraires de leurs parcours, c'est notamment le cas pour le pastoralisme nomade (Carrière 1996; Rugadya 2011; Dong 2016; Dong et al. 2016). Ce faisant, la mobilité et la flexibilité peuvent assurer l'existence de mosaïques d'habitats diversifiés et interconnectés (Agnoletti 2014). Elles permettent en parallèle d'améliorer la qualité fourragère des parcours et par extension des produits de l'élevage. Il devient essentiel de trouver des stratégies pour maintenir voire augmenter la mobilité et la flexibilité, face aux contraintes grandissantes qui poussent les pasteurs à se « moderniser » et à se sédentariser (Rugadya 2011).

Ces contraintes constituent le point de départ des changements de pratiques et viennent soutenir l'idée que le pastoralisme entraîne des dégradations environnementales importantes et qu'il constitue un modèle de production marginal, non viable et non durable (Fratkin 1997; Dong 2016; Manzano et al. 2021). Cependant, le fait de revenir à des pratiques plus traditionnelles pourrait au contraire mettre en avant les bienfaits du pastoralisme. L'utilisation collective des terres semble être un bon moyen de concilier pastoralisme et conservation sur le long terme. En effet, cette stratégie permet d'étaler les cheptels sur de vastes territoires et de faciliter leur accès aux ressources (Homewood and Rodgers 1984; Haas 2007; Dong 2016; Zinsstag et al. 2016). Elle améliore donc la mobilité et la flexibilité des élevages pastoraux. Ces utilisations communes doivent cependant être encadrées et faire l'objet d'accords entre les éleveurs au préalable (Haas 2007; IMPD 2008; Dong 2016). Des éleveurs souhaitant exploiter les ressources plus que d'autres pourraient autrement nuire à la durabilité de cette stratégie, il faut donc revenir à des pratiques passées, avec le soutien d'anciens éleveurs. En Somalie par exemple, la mobilité est extrêmement importante pour assurer l'accès des élevages aux ressources face aux conditions environnementales rudes. C'est pourquoi des biens et des pâtures, mêmes s'ils sont privatisés, font l'objet d'accords pour des utilisations communes lorsque les ressources sont effectivement suffisantes (Dong 2016). Mais de tels changements impliqueraient inévitablement des politiques qui soient intégratives, aussi bien au niveau économique et socio-culturel qu'environnemental (Manzano et al. 2021).

3.3. Proposition de politiques intégratives

Les accusations portées sur le pastoralisme concernant son manque de durabilité et de viabilité sont souvent le résultat de la mise en place de politiques qui n'étaient pas adaptées aux contextes locaux et qui ont ainsi conduit à des changements de pratique drastiques et néfastes pour ces systèmes intégrés (Zinsstag et al. 2016). Le pastoralisme représente toujours le pilier de nombreuses sociétés à travers le monde, démontrant ainsi sa capacité à contribuer largement à l'économie locale, tout en y intégrant des aspects sociétaux et environnementaux (Thébaud et al. 1995; Rugadya 2011; Notenbaert et al. 2012; Dong 2016; Dong et al. 2016). Des leçons doivent être apprises du passé et de ces sociétés existantes, afin de proposer à l'avenir des politiques intégrées pour l'assurance d'un pastoralisme durable sur tous les plans. Une reconnaissance des services rendus par le pastoralisme, qu'ils soient environnementaux, économiques ou socio-culturelles s'avère également indispensable à la possible mise en application de ces politiques intégrées (Marx 1992; Thébaud et al. 1995; Notenbaert et al. 2012; Manzano et al. 2021).

Afin d'adapter au mieux les politiques, des auteurs proposent un travail de recherche en collaboration directe avec les communautés pastorales. Ces recherches pourront notamment s'articuler autour de la récolte d'un grand nombre d'informations sur les besoins, les opinions et les connaissances des différentes communautés (Manzano et al. 2021). L'idée serait ensuite de pouvoir définir des indicateurs qui seraient le reflet de ces différents aspects. De la connaissance doit donc être générée par les communautés pastorales elles-mêmes et certaines études proposent en ce sens la création de bases de données participatives. L'objectif serait donc à terme d'identifier des métriques comparables et adaptables, qui pourraient répondre aux besoins locaux et aux priorités globales. En plaçant le pastoralisme au centre de recherches intégrées, cela permettrait de ne pas percevoir les pasteurs comme de simples acteurs mais également comme des détenteurs de connaissances et de droits (Manzano et al. 2021). Ces données participatives doivent en parallèle offrir des opportunités d'amélioration d'infrastructures diverses pour permettre aux communautés pastorales un accès facilité à l'éducation, à la santé, etc. L'IUBS (International Union for Biological Sciences) avec le programme GIPB (Global Integrative Pastoralism Project) ainsi que d'autres initiatives telles que la LPP (League for Pastoral Peoples) ou la ILRI (International Livestock Research Institute) suivent de telles étapes pour établir des bases de données qui viendront appuyer la possible déclaration de l'Année Internationale des Parcours et des Pasteurs pour 2026 (International Year of Rangelands and Pastoralists). À terme, le pastoralisme durable vise à assurer la persistance des écosystèmes et de leurs services associés, tout en assurant une production viable et durable ainsi que le développement d'autres aménagements essentiels au bien-être des sociétés pastorales (Manzano et al. 2021).

3.4. Le cas des Pyrénées-Atlantiques

Les pratiques pastorales dans le département des Pyrénées-Atlantiques sont elles aussi passées par des changements dès la fin du siècle dernier. Les territoires ont en effet connu un exode rural important ainsi que des changements dans l'utilisation des terres, qui ont redéfini les paysages du département (Mottet et al. 2006; Coughlan 2014; Gragson et al. 2015). Ces derniers qui présentent une valeur esthétique et patrimoniale forte ont dernièrement connu un enrichissement important suivi d'épisodes de reforestation, en raison de l'abandon de nombreuses pâtures. Cependant, les pratiques d'élevage contemporaines, bien qu'elles aient connu des changements, restent fortement imprégnées des pratiques pastorales traditionnelles. En cela, les activités pastorales constituent dans ce département le seul moyen économiquement viable pour

conserver les milieux ouverts témoins du patrimoine paysager et écologique des Pyrénées-Atlantiques.

Dernièrement, des questionnements émergent sur le possible retour du Loup gris (*Canis lupus*) sur le département. Ce possible retour entraînerait le déploiement de mesures de protections préconisées par l'OFB (Office Français de la Biodiversité). Ces dernières pourraient impliquer des changements dans les pratiques pastorales (gardes rapprochées, chiens de protection). Couplées à des inquiétudes liées au manque d'efficacité de ces mesures, on pourrait s'attendre à ce que certaines zones ne soient plus pâturées en raison d'un risque de prédation avéré, ou que les transhumances soient drastiquement réduites. À terme, cela pourrait amener à une modification de la structure des paysages du département, qui ont déjà connu d'importants changements ces dernières années. C'est autour de ces questionnements qu'un collectif a vu le jour pour une « Étude d'impact de la mise en place des mesures de protection des troupeaux contre les prédateurs sur le territoire des Pyrénées-Atlantiques ». L'impact des mesures de protection sera étudié sur plusieurs volets dont celui de la dynamique de la végétation. La dynamique de la végétation sera appréciée à des échelles temporelles et spatiales afin de dresser un comparatif de l'impact de différentes pratiques d'élevages sur la composition des communautés végétales. Des scénarios seront ensuite établis pour étudier l'impact potentiel de la mise en protection des troupeaux sur la dynamique de la végétation.

Conclusion

Le pastoralisme constitue un ensemble de pratiques interdisciplinaires et interdépendantes, régies par des relations non-linéaires. Des changements dans les pratiques peuvent entraîner des conséquences en cascade, que ce soit au niveau environnemental, économique ou socio-culturel. Le pastoralisme traditionnel s'est montré à de nombreuses reprises comme étant résilient, viable et durable. Il serait en outre associé à des conséquences positives ou neutres sur la biodiversité et permettrait de rendre de nombreux services écosystémiques. Le pastoralisme traditionnel est fortement menacé par les changements globaux et les politiques inadéquates de ces dernières décennies. De plus, des conflits peuvent exister avec la faune sauvage et remettre en question la compatibilité du pastoralisme avec la conservation de la biodiversité. Le pastoralisme pourrait cependant faire l'objet de la mise en place de politiques intégratives, pouvant répondre aux besoins des communautés pastorales locales tout en répondant à des objectifs à plus grande échelle. Des initiatives sont en cours pour créer un pastoralisme durable et s'inspirent des pratiques passées ou des pratiques traditionnelles ayant persisté.

Bibliographie

- Agnoletti M (2014) Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landsc Urban Plan* 126:66–73. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.012>
- Ayantunde AA, Asse R, Said MY, Fall A (2014) Transhumant pastoralism, sustainable management of natural resources and endemic ruminant livestock in the sub-humid zone of West Africa. *Environ Dev Sustain* 16:1097–1117. <https://doi.org/10.1007/s10668-014-9515-z>
- Bagchi S, Mishra C, Bhatnagar YV (2004) Conflicts between traditional pastoralism and conservation of Himalayan ibex (*Capra sibirica*) in the Trans-Himalayan mountains. *Anim Conserv Forum* 7:121–128. <https://doi.org/10.1017/S1367943003001148>
- Balent G, Alard D, Blanfort V, Gibon A (1998a) Activités de pâturage, paysages et biodiversité. *Ann Zootech* 47:419–429
- Balent G, Alard D, Blanfort V, Gibon A (1998b) Activités de pâturage, paysages et biodiversité. *Ann Zootech* 47:419–429
- Barbaro L, Dutoit T, Cozic P (2001) A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodivers Conserv* 10:119–135. <https://doi.org/10.1023/A:1016629507196>
- Barrière O, Bes C (2017) Droit foncier et pastoralisme, entre propriété et territoire. *Vertigo - Rev Électronique En Sci Environ*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.18362>
- Bhatnagar YV, Wangchuk R, Prins HHT, et al (2006) Perceived Conflicts Between Pastoralism and Conservation of the Kiang *Equus kiang* in the Ladakh Trans-Himalaya, India. *Environ Manage* 38:934–941. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0356-2>
- Bommel P, Lardon S (2000) Un simulateur pour explorer les interactions entre dynamiques de végétation et de pâturage. Impact des stratégies sur les configurations spatiales. *Rev Int Géomat* 10:107–130
- Brekke KA, Øksendal B, Stenseth NC (2007) The effect of climate variations on the dynamics of pasture–livestock interactions under cooperative and noncooperative management. *Proc Natl Acad Sci* 104:14730–14734. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706553104>
- Caplat P, Lepart J, Marty P (2006) Landscape patterns and agriculture: modelling the long-term effects of human practices on *Pinus sylvestris* spatial dynamics (Causse Mejean, France). *Landsc Ecol* 21:657–670. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-4430-1>
- Carrière M (1996) Impact des systèmes d'élevage pastoraux sur l'environnement en Afrique et en Asie tropicale et sub-tropicale aride et sub-aride. Allemagne
- Chatty D, Colchester M (2002) Conservation and Mobile Indigenous Peoples: Displacement, Forced Settlement and Sustainable Development. Berghahn Books

- Coughlan MR (2014) Farmers, flames, and forests: Historical ecology of pastoral fire use and landscape change in the French Western Pyrenees, 1830–2011. For *Ecol Manag* 312:55–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.021>
- Diawara MO, Hiernaux P, Mougin E, et al (2018) Effets de la pâture sur la dynamique de la végétation herbacée au Sahel (Gourma, Mali) : une approche par modélisation. *Cah Agric* 27:15010. <https://doi.org/10.1051/cagri/2018002>
- Dong S (2016) Overview: Pastoralism in the World. In: Dong S, Kassam K-AS, Tourrand JF, Boone RB (eds) *Building Resilience of Human-Natural Systems of Pastoralism in the Developing World: Interdisciplinary Perspectives*. Springer International Publishing, Cham, pp 1–37
- Dong S, Liu S, Wen L (2016) Vulnerability and Resilience of Human-Natural Systems of Pastoralism Worldwide. In: Dong S, Kassam K-AS, Tourrand JF, Boone RB (eds) *Building Resilience of Human-Natural Systems of Pastoralism in the Developing World: Interdisciplinary Perspectives*. Springer International Publishing, Cham, pp 39–92
- Eldridge DJ, Bowker MA, Maestre FT, et al (2011) Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecol Lett* 14:709–722. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x>
- Franzluebbers AJ, Paine LK, Winsten JR, et al (2012) Well-managed grazing systems: A forgotten hero of conservation. *J Soil Water Conserv* 67:100A-104A. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.4.100A>
- Fratkin E (1997) Pastoralism: Governance and Development Issues. *Annu Rev Anthropol* 26:235–261. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.26.1.235>
- Freléchoux F, Meisser M, Gillet F (2007) Succession secondaire et perte de diversité végétale après réduction du broutage dans un pâturage boisé des Alpes centrales suisses. *Bot Helvetica* 117:37–56. <https://doi.org/10.1007/s00035-007-0791-1>
- Garde L (2002) LOUP ET PASTORALISME La prédation et la protection des troupeaux dans la perspective de la présence du loup en Région Provence Alpes Côte d’Azur
- Gardner RH, Engelhardt KAM (2008) Spatial processes that maintain biodiversity in plant communities. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 9:211–228. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.08.003>
- Gragson TL, Leigh DS, Coughlan MR (2015) Basque Cultural Landscapes of the Western French Pyrenees. *IL CAPITALE Cult Stud Value Cult Herit* 565–596. <https://doi.org/10.13138/2039-2362/1153>
- Haas A de (2007) Terres communes : une nouvelle forme de propriété collective. *Pour* 195:160–165
- Harlio A, Kuussaari M, Heikkinen RK, Arponen A (2019) Incorporating landscape heterogeneity into multi-objective spatial planning improves biodiversity conservation of semi-natural grasslands. *J Nat Conserv* 49:37–44. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.01.003>

- Hobbs NT, Reid RS, Galvin KA, Ellis JE (2008) Fragmentation of Arid and Semi-Arid Ecosystems: Implications for People and Animals. In: Galvin KA, Reid RS, Jr RHB, Hobbs NT (eds) *Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes: Consequences for Human and Natural Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 25–44
- Homewood KM, Rodgers W-A (1984) Pastoralism and conservation. *Hum Ecol* 12:431–441. <https://doi.org/10.1007/BF01531127>
- IMPD (2008) *Pastoralisme durable - Avancer avec des politiques appropriées*
- Kala CP (2004) Pastoralism, plant conservation, and conflicts on proliferation of Himalayan knotweed in high altitude protected areas of the Western Himalaya, India. *Biodivers Conserv* 13:985–995. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014459.26932.69>
- Kim K, Kwon T, Dessie T, et al (2020) The mosaic genome of indigenous African cattle as a unique genetic resource for African pastoralism. *Nat Genet* 52:1099–1110. <https://doi.org/10.1038/s41588-020-0694-2>
- Kirby KJ, THOMAS RC, KEY RS, et al (1995) Pasture-woodland and its conservation in Britain. *Biol J Linn Soc* 56:135–153. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1995.tb01129.x>
- Koch B, Edwards PJ, Blanckenhorn WU, et al (2015) Shrub Encroachment Affects the Diversity of Plants, Butterflies, and Grasshoppers on Two Swiss Subalpine Pastures. *Arct Antarct Alp Res* 47:345–357. <https://doi.org/10.1657/AAAR0013-093>
- Köhler-Rollefson I (1997) Indigenous practices of animal genetic resource management and their relevance for the conservation of domestic animal diversity in developing countries. *J Anim Breed Genet* 114:231–238. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0388.1997.tb00509.x>
- Komac B, Domènech M, Fanlo R (2014) Effects of grazing on plant species diversity and pasture quality in subalpine grasslands in the eastern Pyrenees (Andorra): Implications for conservation. *J Nat Conserv* 22:247–255. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.005>
- López-i-Gelats F, Fraser EDG, Morton JF, Rivera-Ferre MG (2016) What drives the vulnerability of pastoralists to global environmental change? A qualitative meta-analysis. *Glob Environ Change* 39:258–274. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.011>
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, et al (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *J Environ Manage* 59:47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Manzano P, Burgas D, Cadahía L, et al (2021) Toward a holistic understanding of pastoralism. *One Earth* 4:651–665. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.012>
- Marx L (1992) Does pastoralism have a future?
- Mauchamp L (2014) Biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux en Franche-Comté. 280

- Mottet A, Ladet S, Coqué N, Gibon A (2006) Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agric Ecosyst Environ* 114:296–310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.017>
- Notenbaert AM, Davies J, De Leeuw J, et al (2012) Policies in support of pastoralism and biodiversity in the heterogeneous drylands of East Africa. *Pastor Res Policy Pract* 2:14. <https://doi.org/10.1186/2041-7136-2-14>
- Plachter H, Hampicke U (2010) *Large-scale Livestock Grazing: A Management Tool for Nature Conservation*. Springer Science & Business Media
- Poschlod P, Bakker JP, Kahmen S (2005) Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic Appl Ecol* 6:93–98. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.12.001>
- Pringle HJR (1995) Pastoralism, nature conservation and ecological sustainability in Western Australia's southern shrubland rangelands. *Int J Sustain Dev World Ecol* 2:26–44. <https://doi.org/10.1080/13504509509469887>
- Redecker B, Härdtle W, Finck P, et al (2002) *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer Science & Business Media
- Reid RS, Fernández-Giménez ME, Galvin KA (2014) Dynamics and Resilience of Rangelands and Pastoral Peoples Around the Globe. *Annu Rev Environ Resour* 39:217–242. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020713-163329>
- Røed KH, Kvie KS, Losey RJ, et al (2020) Temporal and structural genetic variation in reindeer (*Rangifer tarandus*) associated with the pastoral transition in Northwestern Siberia. *Ecol Evol* 10:9060–9072. <https://doi.org/10.1002/ece3.6314>
- Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, et al (2004) Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biol Conserv* 119:137–150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>
- Rook AJ, Tallowin JRB (2003) Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Anim Res* 52:181–189. <https://doi.org/10.1051/animres:2003014>
- Rugadya MA (2011) *pastoralism as a conservation strategy uganda county paper*. 56
- Russo D (2006) *effects of land abandonment on animal species in europe: conservation and management implications*. 52
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2010) *Pastoralisme, conservation de la nature et développement: un guide des bonnes pratiques*. Montréal
- Seid MA, Kuhn NJ, Fikre TZ (2016) The role of pastoralism in regulating ecosystem services. *Rev Sci Tech Int Off Epizoot* 35:435–444. <https://doi.org/10.20506/rst.35.2.2534>
- Tchékoté H, Melachio MN, Siyapdje EC (2018) Appropriation foncière, pratiques agricoles et enjeux environnementaux à Bafou-Nord dans les monts Bamboutos (Ouest Cameroun). *Belg Rev Belge Géographie*. <https://doi.org/10.4000/belgeo.21085>

- Tessema WK, Ingenbleek PTM, van Trijp HCM (2014) Pastoralism, sustainability, and marketing. A review. *Agron Sustain Dev* 34:75–92. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0167-4>
- Thébaud B, Grell H, Miede S (1995) Vers une reconnaissance de l'efficacité pastorale traditionnelle : les leçons d'une expérience de pâturage contrôlé dans le nord du Sénégal
- Verheyen Jvuaak (2014) Grazing as a tool for wood-pasture restoration and management. In: *European Wood-pastures in Transition*. Routledge
- Zander J (2013) Compensating Pastoralists for Conserving Animal Genetic Resources: The Case of Borana Cattle in Ethiopia
- Zinsstag J, Schelling E, Bonfoh B, et al (2016) The future of pastoralism: an introduction: -EN- -FR- L'avenir du pastoralisme : introduction -ES- El futuro del pastoreo: introducción. *Rev Sci Tech OIE* 35:335–355. <https://doi.org/10.20506/rst.35.2.2520>